

Universita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Bc. Jana Říhová

**Dlouhodobé trendy početnosti ptáků v Evropě a v Severní Americe: metaanalýza
dosavadních studií**

Long-term population trends of birds in North America and Europe: a metaanalysis of
existing studies

Diplomová práce

Školitel: doc. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha, 2015

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci zpracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze 14. 8. 2015

Podpis

Poděkování:

Na tomto místě bych chtěla poděkovat svému školiteli doc. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D. za mnoho cenných rad, které mi poskytl během psaní této práce a za trpělivost, kterou mi věnoval. Dále bych chtěla poděkovat svým rodičům a svému příteli za to, že mi byli po celou dobu studia oporou.

Abstrakt

Od začátku minulého století došlo k výrazným změnám v životním prostředí, ve způsobu hospodaření i ve struktuře krajiny. Protože ptáci jsou jednou z nejdéle sledovaných skupin organismů a jsou považováni za dobré indikátory kvality životního prostředí, je vhodné snažit se dát tyto změny do souvislosti se změnami početnosti ptačích populací. Nalezení těchto vztahů umožní lepší a přesnější formulaci ochrannářských plánů a priorit, a proto se jim věnovalo velké množství studií. I přesto, že tyto dílčí studie dosáhly velkého pokroku v poznání nejdůležitějších faktorů, které ptačí populace ovlivňují, šlo o poněkud neúplné a fragmentární znalosti, takže nebylo zcela jasné, které faktory jsou obecně platné a kdy jde spíše o lokální záležitosti. Proto jsem vyhledala všechny studie zabývající se dlouhodobými trendy početnosti ptáků na území Evropy a Severní Ameriky a provedla metaanalýzu jejich výsledků. Pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty jsem prokázala například signifikantní pokles druhů otevřených stanovišť v důsledku intenzifikace zemědělství a opouštění a zarůstání zemědělské půdy, který je konzistentní bez ohledu na region či časové období a je tedy závažným ochrannářským problémem. Prokazatelný nárůst byl zaznamenán také u druhů migrujících na krátkou vzdálenost a u rezidentů. Zde je předpokládán zásadní vliv klimatické změny. Zarůstání zemědělské půdy považuji za jednu z hlavních příčin zjištěného průkazného nárůstu ptačích populací hnízdících v křovinách a v korunách stromů. Naopak žádný prokazatelný vliv na populační trend nebyl nalezen u efektu potravní specializace a typu hnízda. Zajímavým výsledkem také je, že ve všech modelech, které prokázaly vliv regionu, byl zaznamenán prokazatelně negativní populační trend z území jižní Evropy.

Klíčová slova: populační trend, ptáci, environmentální filtr, ekologické znaky,
biotopová změna, klimatická změna, metaanalýza

Abstract

Since the beginning of the last century there have been significant changes in the environment, farming and the landscape structure. Because birds are one of the longest-studied groups of organisms and are considered to be good indicators of environmental quality, it is advisable to relate environmental changes to changes in bird abundance. Understanding these relationships enables better and more accurate formulation of conservation plans and priorities, and therefore a large number of studies were dedicated to them. Although these studies achieved great progress in the knowledge of the most important factors that affect bird populations, their findings remained somewhat incomplete and fragmentary due to their limited temporal and/or spatial coverage. Therefore, it was not entirely clear which patterns are general and which are confined to some specific regional conditions. To fill this knowledge gap, I collected all studies on long-term trends in bird abundance in Europe and North America, which I was aware of, and made a meta-analysis of their results. Using linear mixed-effects models, I found a significant decrease in open-habitat species, probably as a result of agricultural intensification and abandonment of agricultural land. This pattern was consistent regardless of region or time period and therefore it demonstrates a serious conservation problem. Significant increase was also recorded for species migrating over short distances and residents. I suggest this pattern was driven by the impact of climate change. Overgrowing of agricultural land I consider as one of the main causes of the significant increase in species nesting in the bushes and in tree canopy. Conversely, no significant impact on the population trends was found in respect to food specialization and nest type. Interestingly all models, which showed significant regional differences in bird population trends, there were consistently negative trends observed in the Southern Europe.

Keywords: population trend, birds, environmental filter, ecological traits, habitat change, climate change, metaanalysis

Obsah

1. Úvod.....	1
1.1. Možné hnací síly ve vztazích mezi populačními trendy a specifickými vlastnostmi druhů.....	1
1.2. Výběr ekologických znaků jakožto prediktorů pro dlouhodobé populační trendy	6
2. Metodika	11
2.1 Výběr studií.....	11
2.2 Práce s daty	12
2.3 Statistická analýza.....	14
3. Výsledky	18
3.1 Potravní specializace.....	18
3.2 Habitat hnízdiště	20
3.3 Migrační strategie	22
3.4 Poloha hnízda.....	27
3.5 Typ hnízda	30
4. Diskuze.....	32
4.1 Vzory mezi vlastnostmi ptačích druhů a populačními trendy	33
5. Závěr	47
6. Přehled citované literatury	49
6.1 Primární citace	49
6.2 Internetové zdroje	57
7. Přílohy	58

1. Úvod

Rozsah změn, kterými člověk ovlivňuje ekosystémy Země je poměrně dobře zdokumentován. Důsledky těchto změn zahrnovaly extinkce nebo rozsáhlé poklesy populací mnoha druhů. Stejně tak ale zahrnovaly zvýšení početnosti jiných druhů (Daily, 1995, Gaston, 2004, Vitousek et al., 1997). Výsledkem je, že se změnily početnosti a distribuce mnoha druhů a to na napříč rozsáhlými oblastmi Země.

1.1. Možné hnací síly ve vztazích mezi populačními trendy a specifickými vlastnostmi druhů

V následující kapitole jsou stručně popsány změny v životním prostředí, které by mohly mít zásadní vliv na početnosti ptačích populací. Zde jsou uvedeny jen změny a mechanismy, které jsou nejčastěji popisovány v dílčích studiích, ale všechny jsou podpořeny dostatečnými empirickými důkazy

- (i) **Klimatická změna.** Klimatická změna je v poslední době nejčastěji zmiňovanou změnou v životním prostředí a její vliv je posuzován v celé řadě studií (např. Møller et al., 2008). Ani v současnosti ale nerozumíme úplně všem příčinám, důsledkům a interakcím klimatické změny s ostatními vlivy.

Vzrůst teploty, pozorovaný během klimatické změny, ovlivňuje načasování důležitých environmentálních událostí jako je kvetení, vrcholy početnosti některých druhů či délka jarní produktivní periody (Both et al., 2006).

Dalším pozorovaným jevem je mírný průběh zim, který může mít za následek pokles variability potravních zdrojů (Knudsen et al., 2011). Na

druhou stranu mírné zimy mohou mít za následek přemnožení některých druhů, jejichž populace byly dříve takto regulovány.

Gregory et al., 2009 po pozorování vlivu klimatické niky naznačují, že klimatická změna je obzvláště důležitou hnací silou ptačích populačních trendů. Ale je třeba zdůraznit, že ani v současnosti nerozumíme plně mechanismům působení klimatických změn na ptačí populace (Knudsen et al., 2011).

- (ii) **Fragmentace a změna kvality lesních stanovišť.** Fragmentace a změny lesních stanovišť jsou také často zmiňovány (např. Böhning-Gaese et al., 1993, Reif et al., 2008b). V rámci fragmentace stanovišť je nejčastěji zmiňovaným jevem zvýšení predančního tlaku a okrajového efektu (Schmidt, 2003, Holmes & Sherry, 1988, Böhning-Gaese et al., 1993, atd.).

Co se týče změny kvality lesních stanovišť je uváděno nahrazení starých lesních porostů porosty mladými typu lesnických plantáží a s tím spojený nedostatek mrtvého dřeva v porostech (Helle & Järvinen, 1986, Schulte et al., 2005). Dále například zhoršení kvality vlivem zvýšeného tlaku pastvy (Hewson & Noble, 2009, Newson et al., 2012).

- (iii) **Intenzifikace zemědělství.** Velká část půdy je, nejen v západní Evropě, využívána k zemědělské produkci. Tento jev může odrážet celkový pokles biodiverzity v terestrických habitatech (Krebs et al., 1999). Intenzifikací zemědělství se rozumí zvýšení výnosu produkce na jednotku plochy a je považováno za hlavní příčinu poklesu ptačích populací otevřených stanovišť, ačkoliv druhy reagují odlišně vzhledem k jejich ekologii (Fuller et al., 1995, Chamberlain et al., 2000)

- (iv) **Opuštění půdy a expanze lesa.** Trend opuštění obhospodařované půdy a následné expanze lesa byl pozorován ve východní, severní i jižní Evropě (Wretenberg et al., 2007, Sirami et al., 2008, Reif et al., 2008b). Tento trend vystavuje druhy otevřených stanovišť hned dvojímu nebezpečí. Jedním z nich je ohrožení větší intenzitou zemědělství v produktivních oblastech a tím druhým je, že populace v okrajových oblastech, jako jsou vrchoviny apod., jsou vystaveny opuštění půdy a jejím zarůstáním (Laiolo et al., 2004, Brambilla et al., 2010). Na druhou stranu těžit ze spontánní sukcese po opuštění půdy nebo z cíleného zalesňování by mohly druhy křovin a lesních stanovišť a pravděpodobně asi i habitatoví generalisté (Hunter et al., 2001, Murphy, 2003, Reif et al., 2007, Clavero & Brotons, 2010).
- (v) **Změny vodních ploch a mokřadů.** Eutrofizace a snižující se hladina podzemní vody jsou dva nejčastěji skloňované jevy ohrožující mokřady a vodní tělesa (Ward et al., 2010). Tyto dva faktory mají za následek snížení kvality některých specifických ekosystémů, jako jsou ostřicové louky, vřesoviště nebo rákosiny (Van Turnhout et al., 2007).
- (vi) **Přímý vliv člověka na ptačí populace.** V tomto bodu jsou zahrnuty dva rozdílné faktory. Jedním je ochrana ptačích druhů před lovem a druhým je ochrana před vyrušováním ptactva během doby hnízdění a krmení a to jak člověkem, tak domácími zvířaty. Můžeme spekulovat o tom, že zastavení lovu přispělo k růstu populací některých velkých ptáků, mokřadních druhů a vodního ptactva v mnoha regionech (např. Fleury & Sherry, 1995, Van Turnhout et al., 2007, Reif et al., 2010).

O možnosti rušení ptactva člověkem se zmínili například Gregory et al., 2007, ale až Møller et al., 2008 našli jediný důkaz vlivu druhého faktoru. I když lze souhlasit s tvrzením, že zvýšení lidské přítomnosti v krajině může vést k riskantnímu chování ptáků, je mechanismus, který je základem tohoto efektu, stále nejasný. I přesto, že oblíbenost venkovních, čili outdoorových, aktivit stále roste, je celkový trend spíše směrem k opouštění krajiny lidmi, a to díky ukončení tradičního hospodaření, které mělo vysoké nároky na lidskou práci (např. Wretenberg et al., 2007, Sirami et al., 2008). Je třeba také zmínit, že vyrušování ptactva nemusí být způsobenou pouze lidmi, ale jsou známy teoretické studie, které zkoumají vliv domácích koček na ptačí populace ve Velké Británii (Beckerman et al., 2007).

- (vii) **Ochrana habitatu.** Úsilí, které je věnováno ochraně habitatu, je většinou směřováno na vzácné druhy, jejichž populace ale většinou nejsou sledovány během běžných monitorovacích programů. Jednou z výjimek je studie Van Turnhout et al., 2010a. Až na Devictor et al., 2008 předpokládají všichni autoři jen malý vliv ochrany habitatu na populační trendy a to proto, že vliv tohoto faktoru je stále nedostatečně vyzkoušen. Donald et al., 2007 přinesli jediný důkaz, kdy snaha o ochranu biotopu měla pozitivní vliv na skupinu druhů, která zahrnovala i mnoho běžných druhů ptactva. V této studii ukazují, že druhy uvedené v evropské směrnici o ptácích, pro které jsou stanovena chráněná území, vykazují vzrůstající populační trend na území států, které tuto směrnici implementovali.
- (viii) **Urbanizace.** Urbanizace může vysvětlit variabilitu v populačních trendech druhů, které se liší v jejich relativní velikosti mozku nebo v jejich

habitatové specializaci (Evans et al., 2011). V období, na které se zaměřuje tato práce, se vliv urbanizace na populační trend prokázal ve východní Evropě a v několika regionech Severní Ameriky (Parody et al., 2001, Reif et al., 2011, Sauer & Link, 2011).

- (ix) **Změna habitatu na zimovišti.** Vliv migrační strategie, projevující se úbytkem dálkových migrantů, je často vysvětlován ničením a degradací biotopů na zimovišti. Tento vliv může být ještě posílen interakcí s klimatickou změnou (Sanderson et al., 2006, Mantyka-Pringle et al., 2012).

Ptáci jsou jednou z nejdéle sledovaných skupin organismů a jsou považováni za dobré indikátory kvality životního prostředí a to díky tomu, že jsou poměrně vysoko v potravním řetězci, jsou velmi mobilní, mají dostatečně dlouhou délku života, jsou poměrně velcí, je relativně snadné rozlišit jednotlivé druhy a také jsou hezcí, což má velký vliv na jejich oblibu u lidí a tím i tendenci se jimi zabývat (Furness et al., 1993, Bibby, 1999). Díky tomu vývoj početnosti ptačích populací slouží v mnoha zemích jako jeden z indikátorů kvality životního prostředí (Gregory et al., 2005).

Vývoj početnosti populace se často zachycuje jako tzv. populační trend, který lze chápat jako průměrnou změnu početnosti populace během daného časového období (Jarošík, 2005). Populační trend bývá ovlivněn různými ekologickými faktory. Pokud je tedy trend významně negativní, můžeme usuzovat, že vliv faktoru může vést k regionální extinkci druhu, pokud zůstane vliv faktoru nezměněn (Owens & Bennett, 2000), což představuje z hlediska ochrany biodiverzity poměrně zásadní informaci.

Pro ochrannářské aktivity je tedy nezbytně nutné znát početnosti ptačích populací a jejich změny v čase (Magurran et al., 2010). Tato data umožňují lepší a přesnější formulaci ochrannářských plánů a priorit. Dále je také možné na základě novějších dat

vyhodnocovat úspěšnost předchozích ochranných aktivit, jako to udělali například Donald et al., 2007, kteří zkoumali úspěšnost opatření zavedených v rámci Evropské směrnice o ptácích, kde identifikovali pozitivní vztah mezi mírou poskytované ochrany pro některé druhy a odpovědí těchto ptačích populací.

Populační trendy ptáků byly, vzhledem k jejich velkému významu pro ochranu druhů na celém světě, předmětem zájmu celé řady studií. Cílem těchto studií bylo vysvětlit variabilitu populačních trendů mezi druhy a to jednoduchými sadami znaků, které náleží těmto druhům, a poté nalezení jejich spojení s environmentálními faktory. Tyto studie dosáhly velkého pokroku v chápání nejdůležitějších environmentálních faktorů, které mohou zapříčínovat poklesy a nárůsty ptačích populací. I přesto ale jejich význam zůstává stále omezený.

Ve snaze vyplnit tuto mezeru se tato práce, srovnávající území Severní Ameriky a Evropy, zaměřila na metaanalýzu výsledků dosavadních dílčích studií se snahou získat ucelený obraz populačních trendů, odhalení vzorů v populačních trendech a zjištění možných příčin těchto trendů. Myslím, že bylo prospěšné pokusit se zjistit, které ekologické faktory mají prokazatelný vliv na populační trendy pomocí utřídění jednotlivých dílčích studií, které jsou často nesourodé, rozdílné a mnohdy si protirečí a to i v rámci jednoho území. V této práci budou porovnány vztahy mezi druhy a jejich populačními trendy na základě několika vlastností daných druhů.

1.2. Výběr ekologických znaků jakožto prediktorů pro dlouhodobé populační trendy

Předpokládá se, že druhy, které sdílí stejné znaky, budou vykazovat stejný populační trend za předpokladu, že tento znak predikuje reakci druhu na environmentální či antropogenní filtr (Webb et al., 2010). Různé vlastnosti mohou odrážet vliv různých environmentálních filtrů a přezkoumání několika znaků společně

by mohlo odhalit složité kauzální mechanismy vedoucí k funkční odpovědi na úrovni společenstva (Blaum et al., 2011).

V této práci jsem se zaměřila na pět ekologických faktorů, které mohou sloužit jako možné prediktory variability v populačních trendech.

V některých studiích je uvažováno více ekologických znaků. Např. Reif, 2013 bral ve své studii v potaz 13 znaků, které mohou mít vliv na populační trend. K pěti výše zmíněným zahrnul ještě klimatickou niku, životní strategii a velikost těla, relativní velikost mozku (či některých jeho částí viz Shultz et al., 2005), únikovou vzdálenost, status ochrany druhu, populační velikost a velikost geografického rozsahu, sexuální dimorfismus, socialitu a náchylnost ke kolizím s budovami. Všechny tyto faktory jsou užitečné při zjišťování příčin změn velikosti populací daných druhů. V této práci ale nebyly všechny tyto parametry zahrnuty kvůli nedostatku studií, ve kterých jsou popisovány, případně kvůli nedostatku vhodných a dostupných dat z těchto studií pro statistickou analýzu.

Všechny tyto faktory jsou velmi důležité, ale pro účely této práce nebudou brány v potaz. Bude počítáno jen se základními pěti faktory (potravní specializace, habitat, migrace, poloha hnízda a typ hnízda) a to z důvodu dostupnosti a vhodnosti dat pro metaanalýzu.

V dalším textu je uvedeno zdůvodnění výběru těchto faktorů a vazeb těchto faktorů na environmentální filtry.

- (i) **Potravní specializace.** Početnost ptačích populací je limitována množstvím dostupné energie, která je přítomna ve formě potravy (Evans et al., 2005). Typ potravy tedy odráží změny dostupnosti energie v krajině. K ověření tohoto vlivu jsou porovnávány trendy mezi druhy, které jsou seřazeny do různých potravních gild. Ačkoliv typ potravy koreluje s typem

habitatů, tak různá stanoviště se liší v množství dostupných potravních zdrojů, a tím pádem se ptačí habitat a typ potravy v přírodě nepřekrývají úplně (Belmaker et al., 2012). Z práce Reif et al., 2015 vyplývá, že habitatoví specialisté jsou také potravními specialisty, kteří ale mají širší klimatickou niku a migrují na kratší vzdálenosti než habitatoví generalisté.

V tomto případě je očekáván mírný pokles u zrnožravých a hmyzožravých druhů a to díky intenzifikaci zemědělství a používání velkého množství pesticidů, které ovlivňují populace bezobratlých.

- (ii) **Habitat v době rozmnožování** (dále jen habitat). Početnost druhu je závislá zejména na velikosti areálu (Bender et al., 1998, Brennan & Schnell, 2005). Veškeré změny v dané oblasti by se tedy měly projevit změnou velikosti populací a tato změna by měla být rozdílná mezi druhy v závislosti na různých stanovištních preferencích těchto druhů.

Z důvodů uvedených výše byl předpoklad, že velikost populací lesních druhů a druhů mokřadních bude vzrůstající. U druhů otevřených stanovišť byl předpokládán v důsledku intenzifikace zemědělství a dalších faktorů klesající trend.

- (iii) **Migrační strategie**. Studie, které zkoumají vliv migrační strategie na populační trend, dělí ptáky zpravidla do tří kategorií. První skupinou jsou residenty, druhou migranti na krátkou vzdálenost (hlavně intra-kontinentální migrace) a poslední jsou migranti na dlouhou vzdálenost (migranti do Jižní Ameriky nebo do Afriky). Někdy je migrační vzdálenost počítána přímo z map zimovišť a hnízdních habitatů nebo z dat o kroužkovaných ptácích. Vliv migrační strategie na populační trend je tradičně připisován rozdílům v kvalitě prostředí mezi zimovištěm

a hnízdištěm, které jsou dány například klimatickými jevy, změnami v habitatu nebo lovem (Sanderson et al., 2006, Gregory et al., 2007). Klimatická změna v místě hnízdiště představuje další z mechanismů, které mohou být zodpovědné za rozdíly v populačních trendech mezi druhy s různými migračními strategiemi (Schaefer et al., 2008). Studie také porovnávají trendy druhů s různými daty návratu nebo s posuny v datu návratu. To proto, že klimatická změna může více ovlivnit druhy s pozdějším datem návratu nebo druhy, které mají datum návratu méně flexibilní (Møller et al., 2008, Both et al., 2010, Salido et al., 2012).

U tohoto faktoru je předpokládán pokles populací dálkových migrantů, stagnace migrantů na krátkou vzdálenost a stagnace či mírný růst populací residentů.

- (iv) **Poloha hnízda.** Tento znak by měl odrážet intenzitu predančního tlaku na ptačí populace. Nejvyšší predanční tlak se předpokládá u hnízd umístěných na zemi, v porovnání s hnízdy umístěnými v křovinách a v korunách stromů (Chalfoun et al., 2002, Yanes & Suárez, 1995). Gregory et al., 2005 tvrdí, že predanční tlak může být ovlivněn managementem a jinými změnami v prostředí. Předpoklad vyššího predančního tlaku u hnízd na zemi ale nebyl vždy podpořen empirickými daty, jako například ve studii od Yanes & Suárez, 1995 z travních stanovišť Španělska, kdy hnízda umístěná na zemi netrpěla vyšším predančním tlakem než hnízda v keřích a v korunách stromů.

Zde jsem předpokládala pokles populací druhů hnízdících na zemi, nárůst populací druhů hnízdících v křovinách a mírný nárůst druhů hnízdících v korunách stromů.

(v) **Typ hnízda.** I tento znak by měl odrážet intenzitu predáčního tlaku.

V tomto případě předpokládám, že bude větší predáční tlak na otevřený typ hnízd, tudíž populační trend těchto druhů bude záporný. Hnízda v dutinách jsou vystavena nižšímu predáčnímu tlaku (Martin & Li, 1992). Stejně jako u polohy hnízda jsou i tyto předpoklady obecně platné, ale jsou studie, které je nepodporují (Martin, 1993).

2. Metodika

2.1 Výběr studií

Hledání vhodných studií pro účel této práce proběhlo v dubnu 2011 a to v databázi Web of Knowledge. Jako klíčová slova při vyhledávání byla použita „bird* a population trend*“ a bylo nalezeno více než 1200 odkazů. Z těchto zdrojů byl učiněn další výběr a to dle následujících kritérií:

- (i) Studie, které obsahují trendy z časového období delšího než 5 let v posledních 40-ti letech. Toto kritérium mělo zajistit, aby se do výběru nedostávaly studie zaměřené pouze na velmi krátké časové období, protože zde jde o výzkum dlouhodobých trendů.
- (ii) Studie zabývající se alespoň pěti druhy a to proto, že v této práci jde hlavně o souvislosti mezi skupinami druhů, které jsou definovány různými ekologickými znaky, a ne o samotné konkrétní druhy.
- (iii) Studie, které měřily populační trend na regionální škále kontinentů, států nebo provincií, protože v této práci nejde o výzkum lokálních zvláštností, ale o odvození obecnějších souvislostí, které jsou patrné právě na větší prostorové škále. V potaz byly brány jen studie ze Severní Ameriky a z Evropy, protože z ostatních částí světa je tento typ studií dostupný jen zřídka.
- (iv) Studie, které sbíraly data v hnízdní sezóně, protože z tohoto období existuje nejvíce informací, zatímco data z jiných období roku (např. zimy) nejsou tak rozšířená.
- (v) Dále byly brány v potaz pouze studie, které pracují s daty, která jsou založena na systémech monitorování běžných druhů ptáků, jako je například British nebo North America Breeding Bird Survey (BBS) nebo

například Pan European Common Bird Monitoring Scheme. Toto omezení sice na jednu stranu ochudilo analýzu o výzkum vzácných druhů, které jsou sledovány jinými typy monitorovacích programů, ale na druhou stranu jsem toto omezení považovala za důležité z hlediska zachování metodické konzistentnosti. Dalším důvodem je, že data o běžných druzích jsou daleko rozsáhlejší než data zahrnující všechny druhy nebo pouze druhy vzácné.

Do celkového počtu studií bylo nakonec zařazeno i několik studií, které byly publikovány až po datu vyhledávání v databázi Web of Knowledge.

Při použití výše popsaných pěti kritérií bylo vybráno 162 studií. Z nich jsem dále vyřadila studie, u nichž nebylo možné jednotným způsobem odvodit trendy početnosti pro skupiny druhů, které byly předmětem zájmu této práce (viz kap. 2.2). Takto bylo nakonec vybráno konečných 43 studií, které byly použity k další analýze (viz Příloha 1).

2.2 Práce s daty

V souladu s hypotézami formulovanými v Úvodu jsem se zaměřila na trendy těchto skupin druhů:

- (i) Skupiny definované potravní specializací (n = 6 studií): ptáci živící se potravou rostlinnou, živočišnou a ptáci všežraví.
- (ii) Skupiny definované habitatovými nároky (n = 40 studií): ptáci otevřené krajiny, lesní ptáci, ptáci lidských sídel, vodní a mokřadní ptáci a ptáci ostatních biotopů, které nespádají ani do jedné z předešlých kategorií.
- (iii) Skupiny definované migrační strategií (n = 21 studií): ptáci migrující na dlouhou vzdálenost, ptáci migrující na krátkou vzdálenost, residentní.

- (iv) Skupiny definované polohou hnízda ($n = 9$ studií): ptáci hnízdící na zemi, ptáci hnízdící v křovinách, ptáci hnízdící na zemi.
- (v) Skupiny definované typem hnízda ($n = 8$ studií): ptáci hnízdící v otevřených hnízdech, ptáci hnízdící v dutinách.

V každé vybrané studii byl uveden průměrný trend početnosti pro alespoň jednu z výše jmenovaných skupin druhů. Pro každou skupinu jsem si vypsala do databáze její průměrné trendy uvedené v jednotlivých studiích, které se danou skupinou zabývaly – jeden řádek databáze tedy představoval průměrný trend dané skupiny druhů (např. lesních ptáků) uvedený v jedné dílčí studii pro určitý region a časové období. Tyto průměrné trendy pak představovaly vysvětlovanou proměnnou ve statistických analýzách. Připomínám, že pojem „průměrný trend“ zde znamená průměr spočítaný přes druhy (sdružené v dané skupině druhů, např. lesních ptáků) zkoumaných v rámci jedné studie; nejde tedy o průměr trendů z více studií. Ve většině případů byly průměrné trendy jednotlivých skupin druhů přímo v jednotlivých studiích. V některých případech jsem musela z trendů jednotlivých druhů zkoumaných v dané studii spočítat průměr pro různé skupiny druhů sama.

Trendem početnosti zde rozumím průměrnou meziroční změnu početnosti v % za dané období. Na tyto hodnoty jsem převáděla data o trendech ze studií, které je vyjadřovaly jiným způsobem (např. jako podíly a nikoliv %). Studie, které neposkytly data převoditelná na takto vyjádřený trend, nemohly být do této práce zahrnuty (viz kap. 2.1).

Protože se mezi studiemi výrazně lišily způsoby, jakými se definovala variabilita v trendech početnosti mezi druhy dané skupiny zkoumanými v rámci dané studie (případně tento pro další analýzu důležitý údaj úplně scházel), nepoužívala jsem

hodnoty ukazatelů variability uvedené v jednotlivých studiích, ale nahradila jsem jej počtem zkoumaných druhů. Tento způsob je založen na předpokladu, že čím větší je počet zkoumaných druhů, tím je variabilita v dané veličině (zde v trendu početnost) mezi druhy nižší, a tedy hodnota průměru (zde průměrného trendu pro danou skupinu druhů v rámci dané studie) věrohodnější.

Dále byl v této práci zkoumán vliv oblasti, kde studie probíhala. Tyto oblasti byly rozděleny do regionů, které mají každý svou zkratku. Toto členění bylo provedeno jednak proto, že studie samy jsou ve většině případů zaměřeny na politické hranice států a aby bylo možné pozorovat případné rozdíly v různě se vyvíjejících státech (např. porovnání zemí západní Evropy se zeměmi bývalého SSSR) a za druhé z důvodu snížení množství kategorií v této proměnné.

Posledním sledovaným údajem je délka trvání studie. Jako zlomový bod byl zvolen rok 1990. Tento rok byl zvolen především vzhledem k evropskému členění a evropské politické scéně, kdy jde hlavně o rozpad Sovětského Svazu a pád komunistického režimu a tím pádem i razantní změnu v hospodaření a zemědělství některých států, zvláště států RVHP (Rady vzájemné hospodářské pomoci). Doba trvání jednotlivých studií byla rozdělena do tří kategorií. Pod označením sloupce „Mezník_1990“ jsou uváděny kategorie „before“ pro studie, které probíhaly celé před rokem 1990, „after“ pro studie probíhající po roce 1990 a kategorie „both“ pro studie jejichž časový rozsah spadá do obou kategorií a trvaly tedy před i po roce 1990.

2.3 Statistická analýza

Každý z faktorů sdružujících jednotlivé skupiny druhů (tj. potravní specializace, habitatové nároky, migrační strategie, poloha hnízda a typ hnízda) byl vzhledem k povaze dat analyzován samostatně. Předložená metaanalýza tedy zkoumala, jak se svými trendy mezi sebou liší např. skupiny druhů hnízdící v různých biotopech, ale

nemohla otestovat, jestli trendy početnosti více ovlivňuje např. hnízdní biotop nebo potravní specializace. Analýza každého faktoru však vždy zároveň zohledňovala vliv oblasti (proměnná „region“ - viz kap. 2.2) a vliv období výzkumu (proměnná „mezník“ - viz kap. 2.2).

Ke statistické analýze byly použity lineární modely se smíšenými efekty v rámci balíčku lme4 (Bates et al., 2015) v programu R verze 2.15.3. (Theubl & Zeileis, 2009). Jako vysvětlovaná proměnná vždy vystupuje trend početnosti. Jako vysvětlující proměnné s pevnými efekty vystupují jednotlivé faktory sdružující skupiny druhů, kdy pro každý faktor byla provedena samostatná analýza (viz výše); každá analýza pak zahrnovala ještě proměnné region a mezník. Kód studie tvoří v modelech vysvětlující proměnnou s náhodným efektem. Počet druhů je použit jako váha modelu.

Při analýze vlivu každého z faktorů jsem použila informačně-teoretický přístup k výběru proměnných v modelech, který byl proveden v balíčku MuMIn (Bartoň, 2009) pro program R. Nejdříve jsem definovala tzv. plný model. Ten ve své nejsložitější podobě zahrnovat interakci daného faktoru jak s regionem, tak mezníkem. Tato interakce hodnotila rozdíly v trendech mezi skupinami druhů sdružených v rámci daného faktoru podle toho, v jaké oblasti, resp. v jakém období, se trendy početnosti zkoumaly. Takový model ale nemohl být pro nedostatek dat použit ve všech případech, proto jsem většinou musela jako plný model používat jednodušší modely. V některých případech bohužel nebylo možné zadat do stejného modelu jak region, tak mezník, proto byly v těchto případech definovány dva plné modely: jeden s regionem a druhý s mezníkem. Plné modely pro jednotlivé faktory:

- potravní specializace:

1. *diet + region*

2. *diet + mezník*

- habitat:

1. *habitat* × *mezník*

2. *habitat* + *region*

- migrační strategie:

1. *migrace* × *mezník* + *migrace* × *region*

- poloha hnízda:

1. *nest_location* × *mezník*

2. *nest_location* + *region*

- typ hnízda:

1. *nest_type* × *mezník* + *nest_type* × *region*

Poté bylo v rámci každé analýzy spočítáno Akaikeho informační kritérium upravené pro malé vzorky AICc (v originálu Akaike information criterion corrected for small sample sizes (Burnham & Anderson, 2002)) pro každou kombinaci proměnných, které byly obsažené v plném modelu. Podle stoupajících hodnot AICc pak byly jednotlivé modely, s různými kombinacemi proměnných v rámci každé analýzy, seřazeny. Podle Burnhama & Andersona, 2002 je zvykem považovat za důvěryhodné modely ty, které nemají hodnotu AICc vyšší o více než 2 vůči modelu s nejnižší hodnotou AICc (pro tento rozdíl v hodnotách AICc se používá pojmenování delta AICc; Δ AICc pro model s nejnižším AICc je tedy rovna nule; výše popsané pravidlo se pak zapisuje jako Δ AICc < 2). Odhady hodnot parametrů a jejich průkaznosti jsem tedy použila pouze z modelů, jejichž Δ AICc < 2. Pokud bylo těchto modelů více, byly jejich parametry zprůměrovány za zohlednění jejich AICc váhy, která odráží hodnotu AICc daného modelu (čím menší, tím vyšší váha; viz Burnham & Anderson, 2002). Pouze u faktoru migrační strategie musela být udělána výjimka, protože je zvykem

průměrovat spolu jen modely, které neobsahují interakci (v našem případě $\text{Migration} \times \text{Region}$) a s touto interakcí se pracuje zvlášť.

Výsledky jsou prezentovány formou sloupcových grafů, které ukazují výsledné hodnoty trendů pro jednotlivé faktory, resp. pro region a mezník v každé analýze, společně s 95% intervaly spolehlivosti. Vzhledem k cílům práce se v každém grafu objevují dva typy signifikance, které ukazují intervaly spolehlivosti: (i) zda se výsledný trend dané skupiny druhů liší od nuly, tj. zda daná skupina druhů průkazně ubývá nebo přibývá; (ii) zda se výsledný trend dané skupiny liší od výsledného trendu jiné skupiny, tj. zda např. trend lesních ptáků je průkazně odlišný od trendu ptáků otevřené krajiny.

Tato práce má samozřejmě nedostatky a to zejména v oblasti sladění podkladů k následné metaanalýze. Příkladem může být třeba velmi hrubé členění potravní specializace, které jistě vede ke značnému zkreslení výsledků. Věřím, že pokud by bylo použito podrobnější členění, jaké je použito například ve studii Salido et al., 2012, tak by bylo možné najít prokazatelné rozdíly v potravních strategiích, ale z důvodu rozdílnosti dat a jejich malého množství toto členění nebylo možné použít. Nebo například kategorie použité pro faktor habitatu hnízdiště, kdy v některých případech bylo nutné druhy rozdělit do kategorií, které jsme vytvořili, ale plně neodpovídaly členění dílčích studií.

3. Výsledky

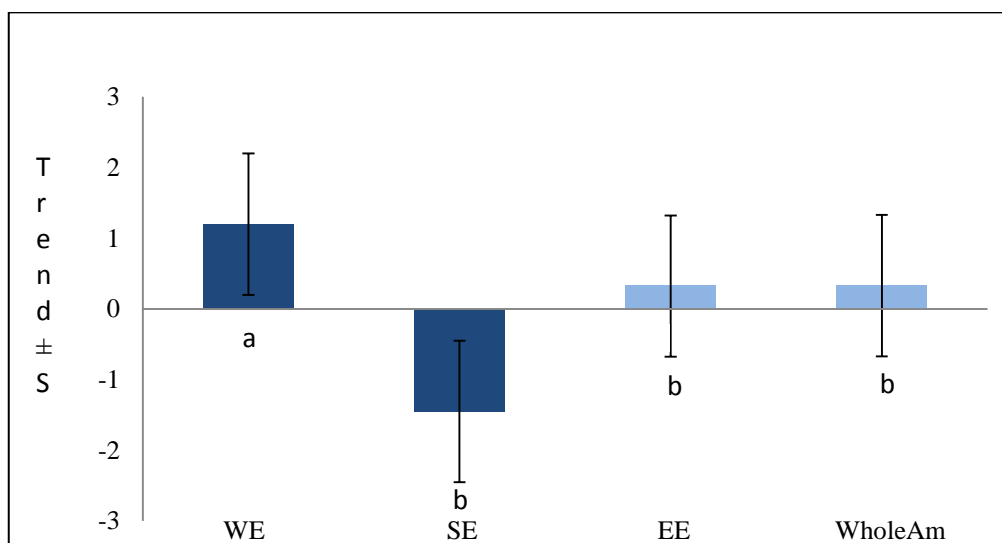
Použitím výše zmíněných postupů jsem dospěla k následujícím výsledkům, které budou rozděleny podle jednotlivých faktorů.

3.1 Potravní specializace

Z plného modelu zahrnujícího interakci potravní specializace a regionu vyšly jako nejlepší (tedy s hodnotou $\Delta AICc < 2$) pouze dva dílčí modely a to model nulový a model zahrnující pouze vliv regionu (Tab. 1). Data pocházela ze čtyř oblastí a to západní, východní a jižní Evropy a z celé Severní Ameriky. Ze západní Evropy byl zjištěn trend prokazatelně kladný od nuly i od ostatních kategorií. Prokazatelně záporný populační trend se projevil na území jižní Evropy. Ostatní kategorie nejsou průkazné od nuly, ale mají prokazatelné méně kladný populační trend než druhy ze Západní Evropy (Graf 1).

Tab. 1: Charakteristiky lineárních modelů se smíšenými efekty v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah populačního trendu ptačích druhů a potravní specializace. Tabulka ukazuje modely vzniklé ze všech možných kombinací proměnných zahrnutých do plného modelu „Diet + Region“.

Model	počet stupňů volnosti	AICc	$\Delta AICc$	váha AICc
Intercept	3	139,2	0,00	0,538
Region	6	139,8	0,67	0,385
Diet	5	143,3	4,12	0,069
Diet+Region	8	147,5	8,32	0,008

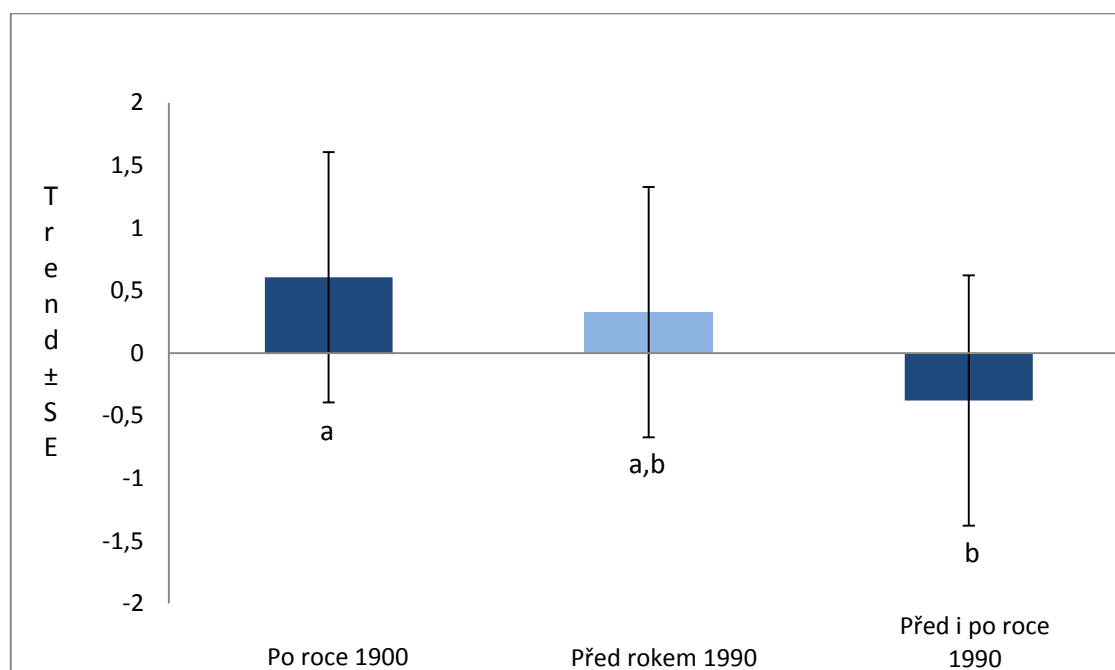


Graf 1: Vliv regionu na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a potravní specializace. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – b pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné. WE – západní Evropa, SE – jižní Evropa, EE – východní Evropa, WholeAm – celá Severní Amerika.

Stejně tak z druhého plného modelu, který zkoumal vliv mezníku a potravní specializace na populační trend, byly vybrány jen dva dílčí modely, a to model beroucí v potaz pouze vliv mezníku a nulový model (Tab. 2). V mé analýze nebyl prokázán žádný signifikantní vliv potravní specializace na populační trend ptáků. Z hlediska parametru mezníku je zjištěn prokazatelný růst populací po roce 1990 a oproti tomu jako prokazatelně záporný se ukázal trend vycházející ze studií, které zkoumaly časové řady před i po roce 1990.

Tab. 2: Charakteristiky lineárních modelů se smíšenými efekty v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah populačního trendu ptačích druhů a potravní specializace. Tabulka ukazuje modely vzniklé ze všech možných kombinací proměnných zahrnutých do plného modelu „Diet + Mezník“.

Model	počet stupňů volnosti	AICc	Δ AICc	váha AICc
Mezník	5	138,9	0,00	0,496
Intercept	3	139,2	0,30	0,427
Diet	5	143,3	4,42	0,055
Diet+Mezník	7	145,1	6,22	0,022



Graf 2: Vliv mezníku na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a potravní specializace. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – b pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné.

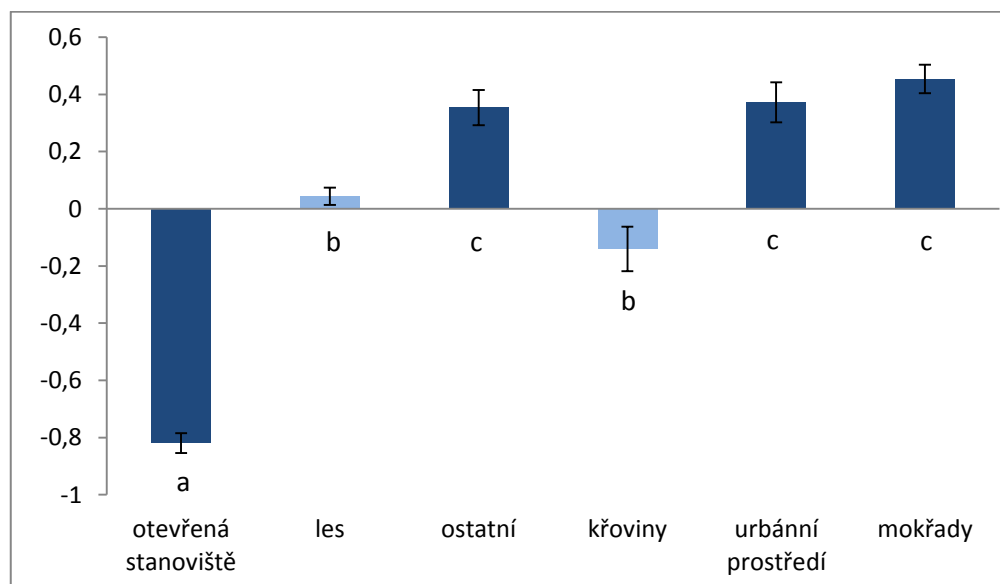
3.2 Habitat hnízdiště

I v případě efektu habitatu byly zvoleny dva méně složité plné modely. První plný model zahrnoval interakci habitatu a regionu a jako nejlepší z něj vyšel model zkoumající vliv samotného habitatu (Tab. 3). Druhy otevřené krajiny vykazují záporný

populační trend prokazatelný od nuly i od všech ostatních kategorií. Prokazatelně kladný populační trend byl zjištěn pro kategorie urbánního prostředí, mokřady a ostatní. Trend těchto tří skupin je vzájemně neprůkazný, ale je průkazný v porovnání se zbytkem kategorií. Jako od nuly neprůkazné se projevují kategorie lesa a křovin (Graf 3). V tomto modelu nebyl patrný vliv regionu, je tedy zřejmé, že tyto druhy vykazují velmi podobné trendy ve všech zkoumaných regionech.

Tab. 3: Charakteristiky lineárních modelů se smíšenými efekty v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah populačního trendu ptačích druhů a habitatu hnízdiště. Tabulka ukazuje modely vzniklé ze všech možných kombinací proměnných zahrnutých do plného modelu „Habitat + Region“.

Model	počet stupňů volnosti	AICc	$\Delta AICc$	váha AICc
Habitat	8	1203,1	0,00	0,962
Habitat+Region	17	1209,9	6,77	0,033
Intercept	3	1213,8	10,70	0,005
Region	12	1218,9	15,74	0,000



Graf 3: Vliv habitatu hnízdiště na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a habitatu hnízdiště. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – c pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné.

V případě druhého plného modelu zahrnujícího interakci habitatu a mezníku byl opět vybrán jen jeden nejlepší model zahrnující opět jen model habitatu (Tab. 4). Výsledky tohoto modelu jsou shodné s výsledky popsány výše (Graf 3). Z tohoto modelu je zřejmé, že nebyl prokázán vliv časového období na populační trend, což může v případě druhů otevřených stanovišť, u kterých je zaznamenán prokazatelný pokles, znamenat vážný ochrannářský problém.

Tab. 4: Charakteristiky lineárních modelů se smíšenými efekty v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah populačního trendu ptáčích druhů a habitatu hnízdiště. Tabulka ukazuje modely vzniklé ze všech možných kombinací proměnných zahrnutých do plného modelu „Habitat × Mezník“.

Model	počet stupňů volnosti	AICc	$\Delta AICc$	váha AICc
Habitat	8	1231,8	0,00	0,914
Habitat+Mezník	10	1237,0	5,15	0,070
Habitat+Mezník+Habitat×Mezník	20	1240,5	8,67	0,012
Intercept	3	1242,5	10,69	0,004
Mezník	5	1247,0	15,12	0,000

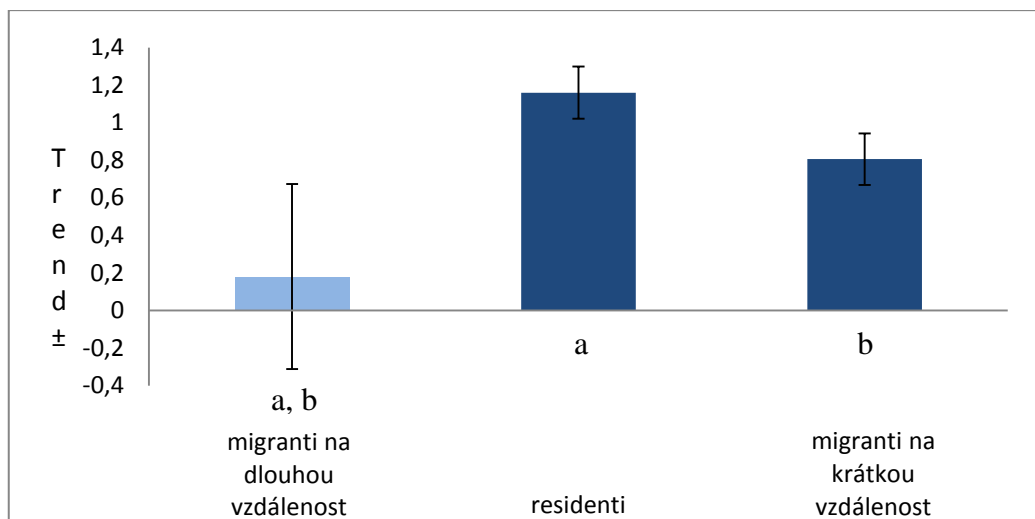
3.3 Migrační strategie

V případě migrační strategie byl použit nejsložitější možný plný model, zahrnující současně interakci jak s regionem, tak i s mezníkem. Následně byly vybrány tři nejdůvěryhodnější modely zahrnující samotnou migrační strategii, interakci $Migrace+Region$ a interakci $Migrace+Region+Migrace \times Region$ (Tab. 5). Zde byl zjištěn prokazatelně kladný populační trend u druhů migrujících na krátkou vzdálenost a u rezidentů. Zároveň byl nárůst populací rezidentů prokazatelně větší než nárůst populací migrujících na krátkou vzdálenost. Pro druhy migrující na dlouhou vzdálenost nebyl zjištěn trend prokazatelný od nuly (Graf 4). Z hlediska regionu nebyl zjištěn prokazatelný trend jen z oblasti centrální Severní Ameriky. Ve všech ostatních

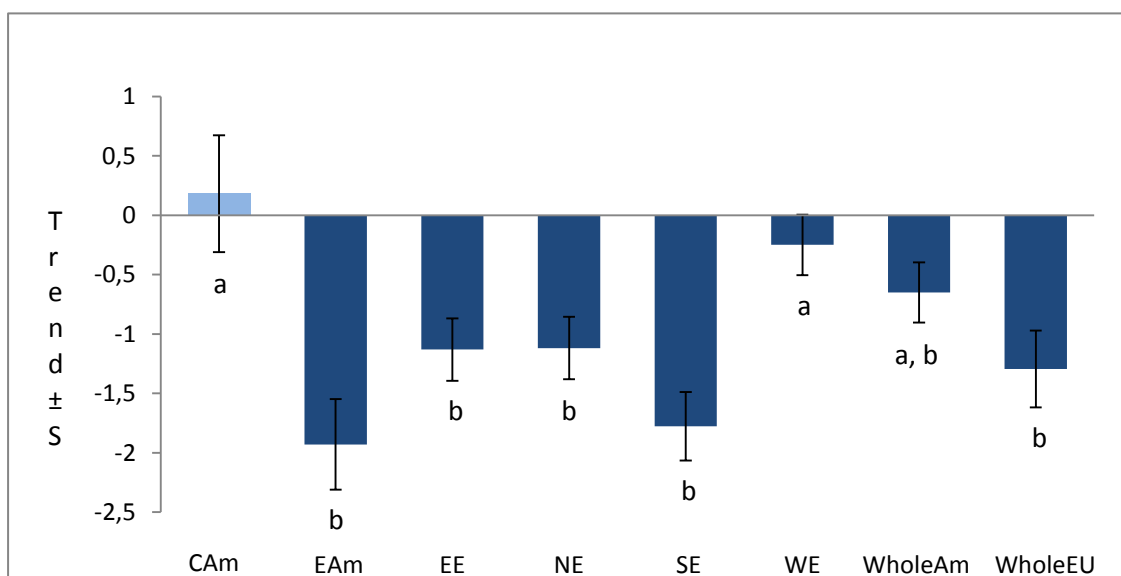
oblastech byl prokázán záporný populační trend. Oproti ostatním regionům byl zjištěn prokazatelně méně záporný trend oblasti západní Evropy a celé Severní Ameriky (Graf 5).

Tab. 5: Charakteristiky lineárních modelů se smíšenými efekty v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah populačního trendu ptáčích druhů a migrační strategie. Tabulka ukazuje modely vzniklé ze všech možných kombinací proměnných zahrnutých do plného modelu „Migrace \times Region + Migrace \times Mezník“

Model	počet stupňů volnosti	AICc	Δ AICc	váha AICc
Migrace+Region+Migrace \times Region	26	650,1	0,00	0,396
Migrace	5	651,0	0,98	0,242
Migrace+Region	12	651,1	0,99	0,241
Migrace+Mezník	7	654,3	4,28	0,047
Migrace+Mezník+Region	14	655,4	5,29	0,028
Migrace+Mezník+Region+Migrace \times Region	28	656,2	6,16	0,018
Migrace+Mezník+Migrace \times Mezník	11	656,4	6,36	0,016
Migrace+Mezník+Region+Migrace \times Mezník	18	658,7	8,59	0,005
Region	10	659,7	9,62	0,003
Intercept	3	660,1	10,02	0,003
Mezník+Region	12	664,1	14,07	0,000
Mezník	5	664,2	14,15	0,000
Migrace+Mezník+Region+ Migrace \times Mezník+Migrace \times Region	32	665,9	15,79	0,000

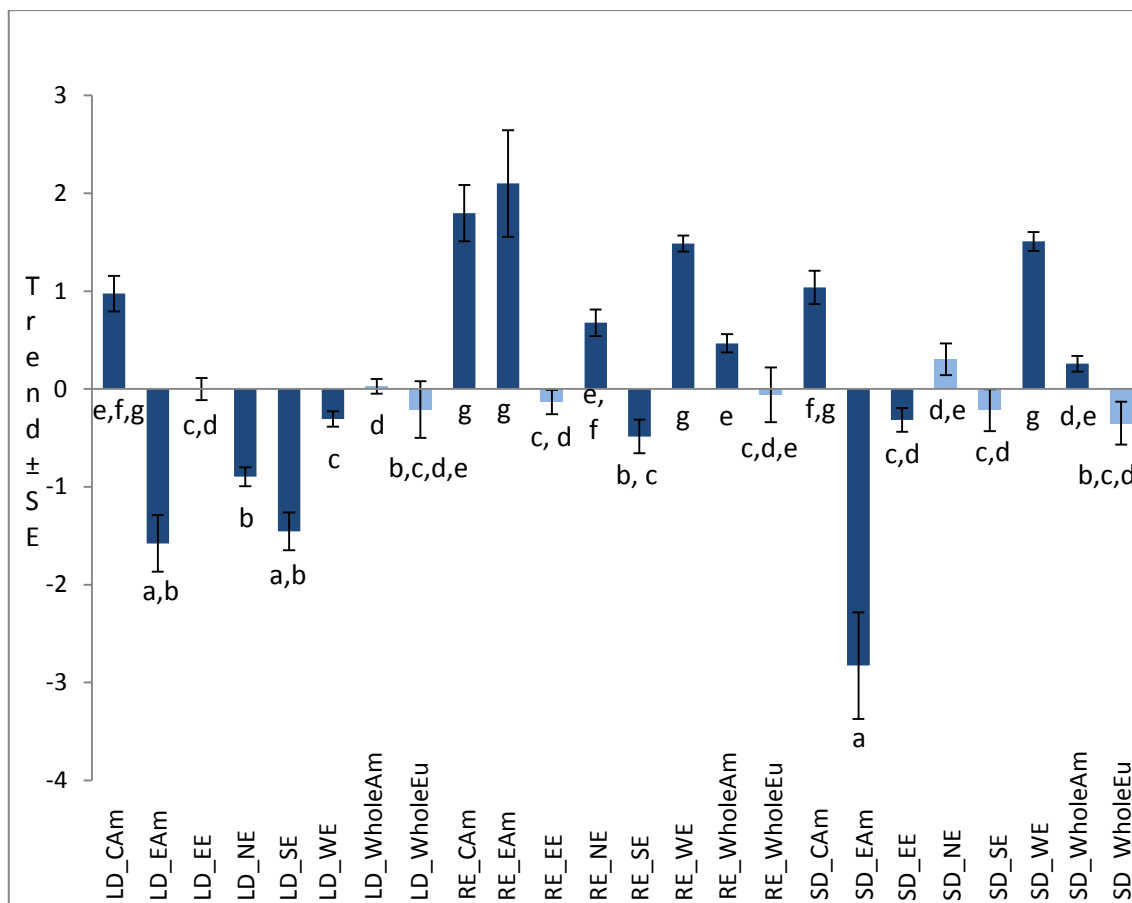


Graf 4: Vliv migrační strategie na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a migrační strategie. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – b pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné.



Graf 5: Vliv regionu na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a migrační strategie. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – b pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné. CAM – centrální část Severní Ameriky, EAm – východní část Severní Ameriky, EE – východní Evropa, NE – severní Evropa, SE – jižní Evropa, WE – západní Evropa, WholeAm – celá Severní Amerika, WholeEU – celá Evropa.

Pro názornou vizualizaci výsledků modelu zahrnujícího interakci mezi migrační strategií a regionem byl vytvořen zvláštní Graf 6, který ukazuje všechny kombinace migračních strategií a regionů jako jednotlivé skupiny, a je tak dobře patrné, která migrační strategie v kterém regionu se od ostatních kombinací (resp. od nuly) liší, ačkoliv tento způsob prezentace není ze statistického pohledu zcela korektní – správně by se měly výsledky ukazovat jako kombinace různých symbolů charakterizujících jednak migrační strategii a jednak region; nicméně po vytvoření pilotní verze grafu tímto způsobem jsem vzhledem k jeho nepřehlednosti raději zvolila výše popsany přístup. Kladný populační trend byl zaznamenán z území centrální Severní Ameriky pro všechny kategorie migrace, dále pro rezidenty z východu Severní Ameriky, pro rezidenty a migranty na krátkou vzdálenost ze západní Evropy a celé Severní Ameriky. Od nuly signifikantní záporný populační trend by zaznamenán pro skupiny dálkových migrantů z východu Severní Ameriky, dálkových migrantů ze severní, západní a jižní Evropy, rezidentů z jižní Evropy, migrantů na krátkou vzdálenost z východu Severní Ameriky a migrantů na krátkou vzdálenost z východní Evropy. Trendy z celé Evropy nevykazují průkazné hodnoty ani v jedné z kategorií migrace (Graf 6).



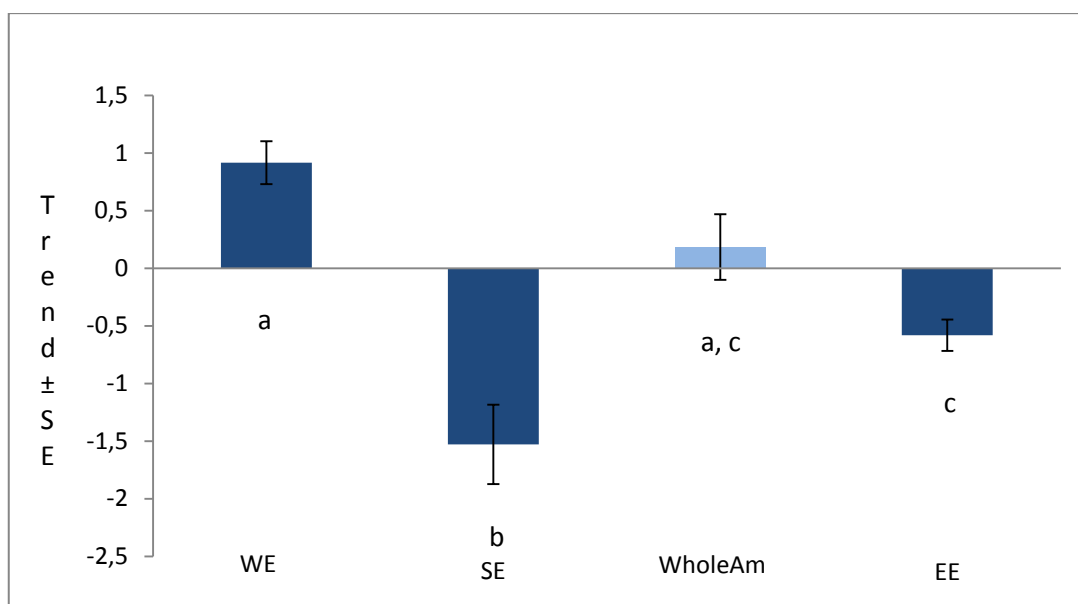
Graf 6: Vliv interakce regionu a migrační strategie na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a migrační strategie. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – g pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné. LD_CAM – dálkoví migranti z oblasti centrální Severní Ameriky, LD_EAm – dálkoví migranti z oblasti východní Severní Ameriky, LD_NE – dálkoví migranti z oblasti severní Evropy, LD_SE – dálkoví migranti z oblasti jižní Evropy, LD_WE – dálkoví migranti z oblasti západní Evropy, LD_WholeAm – dálkoví migranti z celé Severní Ameriky, LD_WholeEu – dálkoví migranti z celé Evropy, RE_CAM – rezidenti z oblasti centrální Severní Ameriky, RE_EAm – rezidenti z oblasti východní Severní Ameriky, RE_NE – rezidenti z oblasti severní Evropy, RE_SE – rezidenti z oblasti jižní Evropy, RE_WE – rezidenti z oblasti západní Evropy, RE_WholeAm – rezidenti z celé Severní Ameriky, RE_WholeEu – rezidenti z celé Evropy, SD_CAM – migranti na krátkou vzdálenost z oblasti centrální Severní Ameriky, SD_EAm – migranti na krátkou vzdálenost z oblasti východní Severní Ameriky, SD_NE – migranti na krátkou vzdálenost z oblasti severní Evropy, SD_SE – migranti na krátkou vzdálenost z oblasti jižní Evropy, SD_WE – migranti na krátkou vzdálenost z oblasti západní Evropy, SD_WholeAm – migranti na krátkou vzdálenost z celé Severní Ameriky, SD_WholeEu – migranti na krátkou vzdálenost z celé Evropy.

3.4 Poloha hnízda

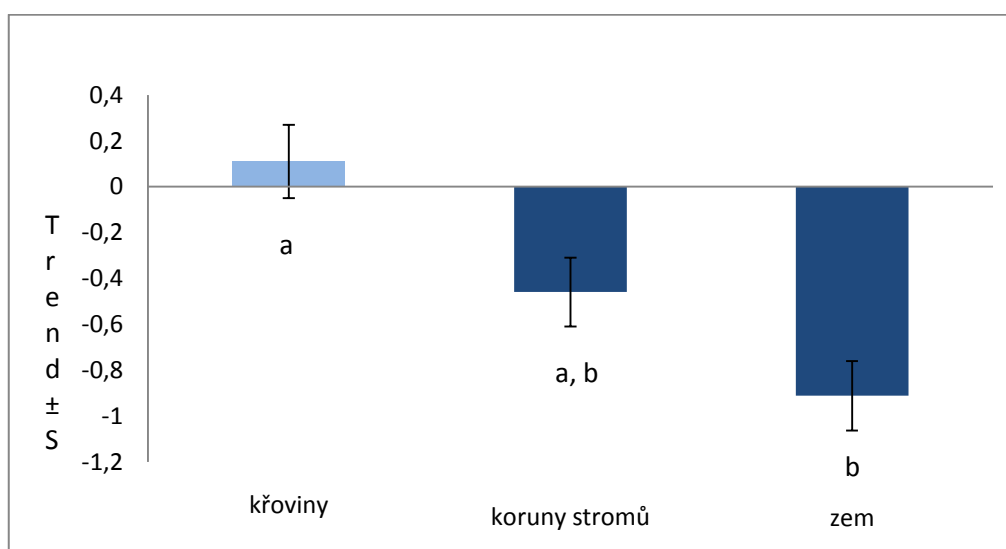
Pro faktor polohy hnízda byly opět použity dva plné modely. První plný model zahrnuje interakci polohy hnízda a regionu a jako nejlepší byly vybrány dva modely (Tab. 6). První zahrnuje samotný vliv regionu a druhý interakci regionu a polohou hnízda. Jediný prokazatelně kladný populační trend byl prokázán z oblasti západní Evropy. Prokazatelně záporný populační trend byl pak zaznamenán z území jižní a východní Evropy. V oblasti jižní Evropy je ale pokles početnosti ptačích populací ještě prokazatelně větší než u populací z východní Evropy (Graf 7). Vliv polohy hnízda v interakci s regionem na populační trend je znázorněn v Grafu 8. Prokazatelně záporný populační trend je zjištěn u druhů hnízdících v korunách stromů a na zemi. U druhů hnízdících v křovinách nebyl zjištěn populační trend průkazně rozdílný od nuly (Graf 8).

Tab. 6: Charakteristiky lineárních modelů se smíšenými efekty v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah populačního trendu ptačích druhů a polohy hnízda. Tabulka ukazuje modely vzniklé ze všech možných kombinací proměnných zahrnutých do plného modelu „Poloha hnízda + Region“.

Model	počet stupňů volnosti	AICc	$\Delta AICc$	váha AICc
Region	6	285,8	0,00	0,508
Poloha hnízda+Region	8	287,8	1,95	0,191
Poloha hnízda	5	288,1	2,35	0,157
Intercept	3	288,3	2,52	0,144



Graf 7: Vliv regionu na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a polohy hnízda. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – c pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné. WE – západní Evropa, SE – jižní Evropa, WholeAm – celá Severní Amerika EE – východní Evropa.

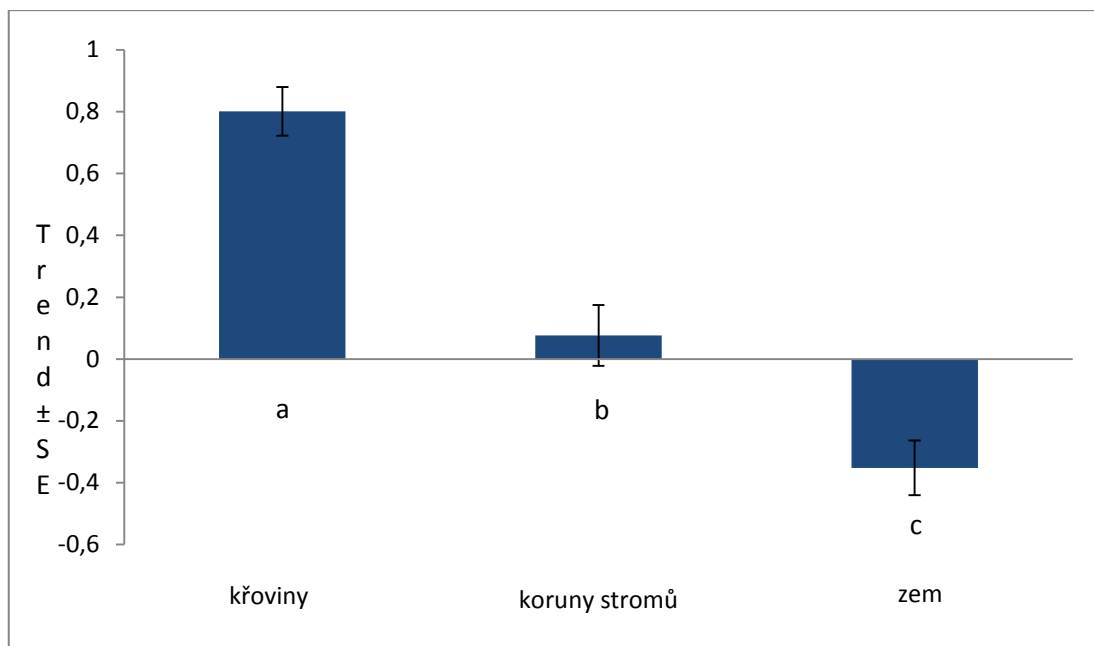


Graf 8: Vliv interakce regionu a polohy hnízda na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a polohy hnízda. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – b pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné.

Z druhého plného modelu, který zahrnuje interakci Poloha hnízda x Mezník byly jako nejlepší vybrány dva modely. První zahrnující samotný vliv polohy hnízda a druhý nulový model (Tab. 7). Zde jsou výsledky značně odlišné, protože zahrnují jen vliv polohy hnízda po odfiltrování vlivu regionu, je zaznamenán prokazatelný nárůst populací hnízdících v křovinách a v korunách stromů. Přičemž druhy hnízdící v křovinách přibývají prokazatelně více než druhy hnízdící v korunách stromů. U druhů hnízdících na zemi byl opět zaznamenán prokazatelně záporný populační trend (Graf 9).

Tab. 7: Charakteristiky lineárních modelů se smíšenými efekty v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah populačního trendu ptačích druhů a polohy hnízda. Tabulka ukazuje modely vzniklé ze všech možných kombinací proměnných zahrnutých do plného modelu „Poloha hnízda × Mezník“.

Model	počet stupňů volnosti	AICc	Δ AICc	váha AICc
Poloha hnízda	5	288,1	0,00	0,373
Intercept	3	288,3	0,17	0,342
Mezník	5	290,6	2,49	0,107
Poloha hnízda+Mezník+				
Poloha hnízda×Mezník	11	291,0	2,84	0,090
Poloha hnízda+Mezník	7	291,1	2,90	0,087



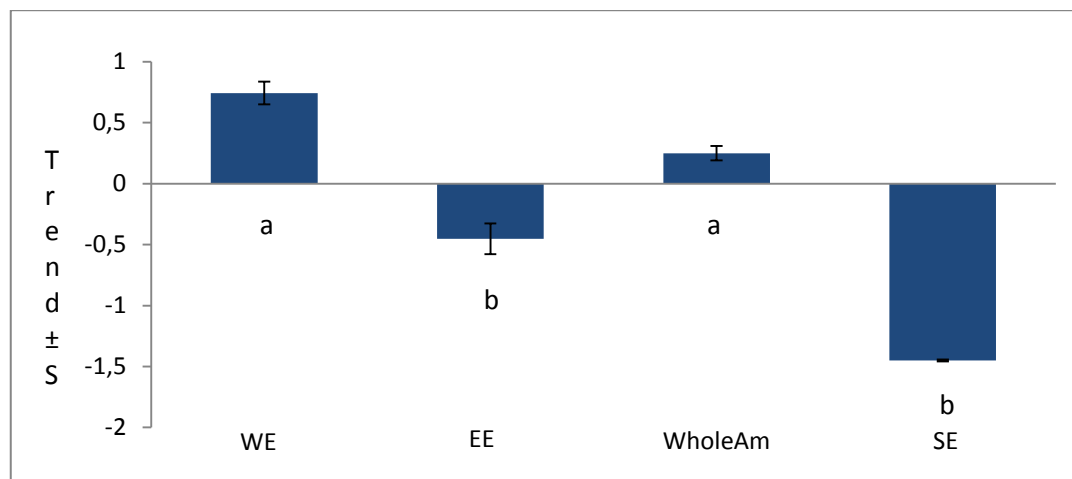
Graf 9: Vliv polohy hnízda na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a polohy hnízda. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – c pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné.

3.5 Typ hnízda

Pro typ hnízda byl použit nejsložitější možný model zahrnující, z něžž byly jako nejlepší vybrány modely zahrnující pouze vliv regionu a nulový model (Tab. 9). Nebyl tedy prokázán žádný signifikantní vliv typu hnízda nebo časového období na populační trendy těchto skupin druhů. Kladný populační trend byl prokazatelně zjištěn z území západní Evropy a celé Ameriky. Naproti tomu je prokazatelně záporný trend zjištěn z území východní a jižní Evropy. A tyto dvě skupiny jsou od sebe prokazatelně rozdílné (Graf 10).

Tab. 8: Charakteristiky lineárních modelů se smíšenými efekty v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah populačního trendu ptačích druhů a typu hnízda. Tabulka ukazuje modely vzniklé ze všech možných kombinací proměnných zahrnutých do plného modelu „Typ hnízda × Region + Typ hnízda × Mezník“.

Model	počet stupňů volnosti	AICc	ΔAICc	váha AICc
Region	6	208,4	0,00	0,343
Intercept	3	209,0	0,59	0,255
Mezník	5	210,7	2,30	0,109
Mezník+Region	8	211,1	2,72	0,088
Typ hnízda	4	211,5	3,14	0,071
Typ hnízda+Region	7	211,7	3,32	0,065
Typ hnízda+Mezník	6	213,7	5,33	0,024
Typ hnízda+Mezník+Typ hnízda×Mezník	8	213,9	5,48	0,022
Typ hnízda+Mezník+Region	9	215,1	6,73	0,012
Typ hnízda+Region+Typ hnízda×Region	10	216,2	7,58	0,007
Typ hnízda+Mezník+Region+				
Typ hnízda×Mezník	11	217,9	9,51	0,003
Typ hnízda+Mezník+Region+				
Typ hnízda×Region	12	222,6	14,20	0,000
Typ hnízda+Mezník+Region+				
Typ hnízda×Mezník+Typ hnízda×Region	14	228,6	20,24	0,000



Graf 10: Vliv regionu na populační trend ptačích druhů zkoumaných v rámci metaanalýzy zaměřené na vztah trendu a typu hnízda. Trendy jsou odhadnuté pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty, přičemž trendy průkazné od nuly jsou znázorněny tmavě modrou barvou a trendy neprůkazné od nuly světlemodrou barvou. Označení pomocí písmen a – b pak značí průkazné rozdíly mezi jednotlivými proměnnými. Proměnné označené stejným písmenem nejsou vůči sobě průkazné a proměnné lišící se písmenným označením jsou vůči sobě průkazné. WE – západní Evropa, EE – východní Evropa, WholeAm – celá Severní Amerika, SE – jižní Evropa.

4. Diskuze

V této práci byly prokázány vztahy mezi dlouhodobými trendy početnosti ptačích populací a následujícími charakteristikami ptačích druhů: habitat hnízdiště, migrační strategie a poloha hnízda. Naopak potravní specializace a typ hnízda neměly k populačním trendům průkazný vztah. V některých případech jsem zjistila i odlišnosti v trendech početnosti mezi různými regiony Evropy, resp. Severní Ameriky, a také průkazně jiné trendy v době před rokem 1990 a po roce 1990 (toto rozdělení let bylo pojmenováno jako proměnná „mezník“).

Co se týče habitatu hnízdiště, tak jako průkazný byl zjištěn úbytek ptáků otevřených stanovišť a to průkazný jak od nuly, tak od všech ostatních kategorií tohoto faktoru. Naopak prokazatelný nárůst populací byl zaznamenán u skupin mokřadních druhů, druhů urbánního prostředí a u druhů zařazených do kategorie ostatní. Z hlediska migrační strategie byl zaznamenán průkazný pokles rezidentů a migrantů na krátkou vzdálenost. Zároveň nárůst populací rezidentů je prokazatelně větší než u migrantů na krátkou vzdálenost. V rámci interakce migrační strategie a regionu byl zjištěn prokazatelný nárůst všech skupin v oblasti centrální Ameriky. Žádný průkazný trend nebyl prokázán ani u jedné kategorie v případě celé Evropy. V případě faktoru polohy hnízda byl zjištěn signifikantní pokles populací druhů hnízdících v korunách stromů a na zemi. Typ hnízda se neukázal jako průkazný faktor ovlivňující populační trend. Z hlediska faktoru regionu byl zaznamenán ve většině modelů prokazatelně kladný trend z území západní Evropy. Prokazatelně záporný populační trend byl zaznamenán z území východní, severní a jižní Evropy, dále pak z celé Evropy a také z východu Severní Ameriky, i když tento region byl průkazný jen v modelu pro migrační strategii. Z území celé Severní Ameriky vyplývá v průměru stabilní populační trend, protože pro migrační strategii je prokazatelně záporný, ale pro typ hnízda prokazatelně kladný. Pro

ostatní modely je trend neprůkazný. Vliv mezníku byl prokázán jen u faktoru potravní specializace a to jako prokazatelný nárůst populací zkoumaných po roce 1900, ale zároveň prokazatelný pokles populací zkoumaných před i po roce 1990.

4.1 Vzory mezi vlastnostmi ptačích druhů a populačními trendy

- (i) **Efekt potravní specializace.** Tento efekt byl zahrnut jen v poměrně malém množství studií a většinou nevysvětloval žádnou podstatnou část variability populačního trendu. V této práci také nebyl zaznamenán žádný vliv potravní specializace na vývoj populačních trendů. Neprokázala se tedy moje očekávání o poklesu zrnožravých a hmyzožravých ptáků. Faktory, které dle mého názoru měly ovlivnit tyto skupiny druhů, jsou intenzifikace zemědělství a používání pesticidů.

Reif, 2013 zkoumal vliv potravní specializace na populační trend pomocí počtu studií s průkaznými či neprůkaznými efekty. Zjistil, že je stejný počet studií vykazujících nárůst herbivorních ptáků jako studií vykazujících nárůst druhů hmyzožravých. Nejvíce jich však nevykazuje žádnou průkaznost, což se shoduje s mými výsledky. Salido et al., 2012 publikovali z území Velké Británie studii, kde dochází k závěru, že druhy živící se malými semeny mají záporný populační trend, ale druhy živící se velkými semeny vykazují opačný, tedy vzrůstající populační trend. Tento jev může být důsledkem celkového neprůkazného trendu v mých výsledcích a ukazuje, že pokud by bylo zvoleno podrobnější členění, jaké zvolili například Van Turnhout et al., 2010a, kteří rozdělují ve své studii z Nizozemska ptáky do šesti potravních skupin a to na herbivorní, granivorní, karnivorní, piscivorní, insektivorní a omnivorní, mohl by být nalezen nějaký průkazný vliv potravní specializace na ptačí populace. Nicméně toto jemné rozdělení nebylo v této práci možné, protože ostatní studie

pracovaly pouze s hrubými kategoriemi potravní specializace, takže by nešlo jejich data použít.

Z plného modelu byl vybrán model zahrnující vliv regionu, kdy jako průkazný se ukázal vzrůst populací po roce 1990, což může být dáno následkem změny v hospodaření po rozpadu Sovětského svazu a RVHP (Rady vzájemné hospodářské pomoci), tedy snížením intenzifikace zemědělství, menším množstvím používaných hnojiv nebo například změnou v hospodaření v lesních porostech. Donald et al., 2001 zaznamenal, že k intenzifikaci zemědělství došlo jak v zemích EU, tak i v zemích, které do ní nepatří a to mezi lety 1961 až 1999. Jen v zemích EU byla tato změna strmější než v zemích východní Evropy. Sanderson et al., 2006 prokázal, že hmyzožravci a všežravci signifikantně snížili své populace během období 1970-1990, což je částečné potvrzení mnou zjištěného poklesu populací ze studií probíhajících před i po roce 1990.

Intenzifikace zemědělství je používána k vysvětlení změn v populacích druhů, které sice hnízdí i v jiných stanovištích, ale krmí se na obdělávané zemědělské půdě nebo kultivovaných travních porostech. Jde hlavně o herbivorní a granivorní druhy (Van Turnhout et al., 2010a). Newton, 2004 definoval některé nejdůležitější aspekty intenzifikace zemědělství, které mají vliv na ptačí populace. Mezi ně patří přechod ze zimních na jarní obiloviny, který omezuje dostupné množství potravy během zimy pro druhy živící se semeny.

Gregory et al., 2005 zmiňuje vliv lesního managementu a následného nedostatku mrtvého dřeva na hmyzožravé druhy ptáků, protože mrtvé dřevo je habitatem pro mnoho druhů bezobratlých. Holmes & Sherry, 1988 a Böhning-Gaese et al., 1993 popisují úbytek hmyzožravých zpěvných ptáků v Severní

Americe a jako hlavní příčinu popisují zvýšený predanční tlak ve fragmentech jejich přirozených habitatů.

- (ii) **Efekt habitatu hnízdiště.** Z výsledků vyplývá, že v tomto případě byl prokazatelný vliv habitatu hnízdiště na populační trendy ptačích druhů, ale nebyl prokázán vliv regionu ani mezníku. Získané výsledky jsou částečně v souladu s výsledky předpokládanými. Byl prokázán předpokládaný pokles druhů otevřených stanovišť a byl prokázán nárůst mokřadních druhů. Nebyl ale prokázán nárůst druhů lesních stanovišť a křovin, který byl v obou případech předpokládán.

Při porovnání mých výsledků s PECBMS (Pan European Common Bird Monitoring Schemes) nacházíme shodu v záporném populačním trendu druhů otevřených stanovišť. Trend PECBMS je za období od roku 1980 do roku 2013, což podporuje mé výsledky, který nezjistili průkazný vliv mezníku v roce 1990. Ke stejnému souladu dochází i v případě druhů lesních stanovišť, kdy z grafu vyplývá, že jejich trend je stabilní. V mém případě nebyl u těchto druhů zaznamenán trend prokazatelně rozdílný od nuly, a je tedy také stabilní. Při prozkoumání všech grafů zpracovaných PECBMS je zřejmé, že pro všechny regiony Evropy vykazují druhy otevřených stanovišť a lesních stanovišť podobný vývoj početnosti jejich populací a potvrzují tak mé výsledky, které neukazují průkazné rozdíly způsobené faktorem regionu (Internet 1).

Z vývoje ptačích populací v Severní Americe dle dat z North American BBS, je patrné, že ve třech kategoriích - otevřená stanoviště, les a mokřady, které mají s mojí prací společné dochází ke shodě (Internet 2). I v mých výsledcích je prokázán pokles populací otevřených stanovišť, u druhů lesních

stanovišť je i v mém případě zjištěn stabilní trend a u mokřadních druhů jsem shodně zaznamenala nárůst populací těchto druhů.

Mé výsledky korespondují jen částečně s výsledky, které zjistil Reif, 2013, z podobného setu studií. Odpovídající je strmý pokles populací otevřených stanovišť. Potvrzen byl také kladný trend druhů mokřadů. Nebyl ale potvrzen jím předpokládaný nárůst druhů lesních stanovišť, jejichž trend nebyl průkazný od nuly. Neodpovídá také trend druhů urbánního prostředí, který Reif, 2013 ve většině případů zjistil jako negativní či žádný, oproti mým výsledkům, kde vyšel prokazatelně kladný. Důvodem tohoto nesouladu může být to, že Reif, 2013, nebral v potaz přesné hodnoty trendů a neprováděl metaanalýzu jako tato práce, ale pouze spočítal počet studií přiřazený ke hrubým kategoriím změn početnosti (pokles/nárůst/stabilní populace). Tím byl jím zjištěný výsledný obrázek o celkovém vývoji ptačích populací vůči výsledkům této práce zkreslen. V případě lesních ptáků mohlo několik studií s mírně pozitivními trendy poukazovat na celkový nárůst populací těchto druhů, ale jak ukazuje má metaanalýza, nejde o staticky průkazný vzor.

Habitat hnízdiště je nejčastěji zkoumaný znak. Většina studií přichází i s nějakým vysvětlením, kdy nejčastějším je změna tohoto habitatu na regionální škále a mnoho dalších důvodů. Z některých studií vyplývá, že specialisté mají zápornější populační trend než generalisté, protože nemohou tak dobře reagovat na změny prostředí. A to že počet specialistů klesá, je známkou celosvětového poklesu kvality lokalit. Snížení kvality ale může mít mnoho příčin, které se mohou lišit pro různé habitaty, ale ve svém důsledku se všechny projeví poklesem specialistů (Jiguet et al., 2007).

Druhy lesních ekosystémů vykazují mírně pozitivní populační trend. Při pohledu na dílčí studie použité k analýze ale zjistíme i jistou variabilitu v rámci zkoumaného regionu nebo mikrohabitatu. Tento mírný nárůst může být dán opouštěním půdy a následnou expanzí lesa a to hlavně v oblastech východní, severní a jižní Evropy. Na východě Severní Ameriky a v severní Evropě byl zaznamenán pokles druhů lesních specialistů, který lze přičítat tomu, že tamní staré lesní porosty byly využívány a nahrazeny mladými porosty typu lesnických plantáží a také fragmentaci stanovišť (Helle & Järvinen, 1986, Schulte et al., 2005). Jak ale udává Mönkkönen & Welch, 1992, v Evropě je fragmentace lesních stanovišť záležitostí starší o několik století více než v Severní Americe a její vliv za poslední desetiletí by tedy v Evropě neměl být tak velký. Fuller et al., 2005 uvádí, že opačný trend mezi Velkou Británií a Evropou (např. Reif et al., 2007) může být dán, mimo jiné, výskytem veverky karolínské *Sciurus carolinensis*, která se ve střední Evropě zatím nevyskytuje (na druhou stranu Newson et al., 2010 nezjistili její průkazný vliv na ptačí populace). Reif et al., 2008b zjistil úbytek druhů lesních jehličnatých porostů na území České republiky. Jak Reif et al., 2007 cituje Šťastný & Bejček 1985, tento pokles může být dán poškozením jehličnatých lesů horských oblastí znečištěním. Jen výjimečně je předmětem studií, které se zabývají ptačími populačními trendy, zhoršení kvality lesních porostů následkem zvýšeného tlaku pastvy herbivorů. Hewson & Noble, 2009 a Newson et al., 2012 ale prokázali negativní vliv tohoto faktoru na druhy podrostů a křovin ve Velké Británii. Martin, 2007 prokázal stejný negativní vliv pastvy na území Arizony.

Fragmenty stanovišť také trpí vysokým predčním tlakem, zvláště pokud predátoři nemají přirozeného nepřítele, a zvýšeným okrajovým efektem (Schmidt, 2003).

Oproti druhům lesních ekosystémů je vzor prokázáný v populačních trendech druhů otevřených stanovišť ve většině studií jasný a přesně opačný, tedy klesající. Stejně tak jako byl v této práci, dle mého očekávání, prokázán záporný populační trend druhů otevřených stanovišť, tak byl tento trend pozorován během celého časového období, tedy od 1970s do 2000s a to ve všech zemích, kde byl provedeny populační studie (např. Sauer & Link, 2011, Donald et al., 2001, Lantz & Martinez-Espineira, 2008).

Intenzifikace zemědělství je považována za nejdůležitější faktor zodpovědný za úbytek polních druhů ptactva (Fuller et al., 1995) a podle Green et al, 2005 je to nejvážnější hrozba pro světové ptactvo. Podle něj měnící se postupy ohrožují biologickou rozmanitost jak v rozvinutých tak v rozvojových zemích a to jednak ztrátou již přeměněných přírodních stanovišť a jednak pokračující změnou v těchto habitatech. Rief et al., 2007 uvádí, že změny ve využívání krajiny během posledních několika desetiletí byly doprovázeny změnami v rozsahu všech krajinných typů. Newton, 2004 poukazuje na redukci okrajových stanovišť a živých plotů, které slouží jako hnízdiště pro lesní druhy a druhy křovin. Donald et al, 2001 poukazuje na korespondenci intenzifikace zemědělství v západní Evropě a strmého poklesu druhů otevřených stanovišť z tohoto regionu. Jeho výsledky korespondují částečně s mými, protože i já jsem zaznamenala strmý pokles druhů otevřených stanovišť, ale neprokázala jsem žádný vliv regionu. Lze tedy usuzovat, že podobná míra intenzifikace zemědělství proběhla ve všech zkoumaných regionech. Reif et al., 2008a ukázal,

že v Evropě byl po pádu komunismu zaznamenán krátkodobý vzestup ptačích populací otevřených stanovišť, ale v současnosti již úbytek zase pokračuje, což opět souhlasí s mými výsledky, který neukázali průkazný vliv mezníku. I přesto, že intenzita zemědělství již není tak velká jako v 70. a 80. letech, tak nebylo zaznamenáno žádné výrazné oživení ptačích populací v důsledku zemědělského managementu posledních let (Butler et al., 2010). Veškeré pozitivní odpovědi trendu na zemědělské režimy jsou příliš lokalizovány a nedají se vynést do velkých prostorových měřítek (Veech, 2006, Davey et al., 2010).

Několik studií prokázalo, že opuštění zemědělské půdy vedlo ke zhoršení stanovišť a k následnému poklesu ptačích populací otevřených stanovišť. Tento trend byl pozorován ve východní, severní i jižní Evropě (Wretenberg et al., 2007, Sirami et al., 2008, Reif et al., 2008b). Tento trend vystavuje druhy otevřených stanovišť hned dvojímu nebezpečí. Jedním z nich je ohrožení větší intenzitou zemědělství v produktivních oblastech a tím druhým je, že populace v okrajových oblastech, jako jsou vrchoviny apod., jsou vystaveny opuštění půdy a jejím zarůstáním (Laiolo et al., 2004, Brambilla et al., 2010). Několik studií také prokázalo, že konec extenzivního obhospodařování krajiny vedl pravděpodobně k lokálnímu vymírání a k celoevropskému poklesu některých populací habitatových specialistů (např. Devictor et al., 2008, Clavero & Brotons, 2010, Le Viol et al., 2012). Na druhou stranu těžit ze spontánní sukcese po opuštění půdy nebo z cíleného zalesňování by mohly druhy křovin a lesních stanovišť a pravděpodobně asi i habitatoví generalisté (Hunter et al., 2001, Murphy, 2003, Reif et al., 2007, Clavero & Brotons, 2010). Což jsem předpokládala, ale v mých výsledcích se to nepotvrdilo, protože trend druhů lesních stanovišť ani křovin nebyl průkazný.

Van Turnhout et al., 2007 zjistil na území Nizozemska, že negativní změny stanovišť jako jsou rákosiny, vřesoviště a ostricové louky vedly k poklesu populací druhů, specializovaných na tato stanoviště. Nicméně je těžké hodnotit tyto druhy, protože v běžných monitorovacích programech jsou pokryty jen zřídka a trendy zjištěné pro tyto skupiny tedy nemusí být reprezentativní (Herkert, 1995). Většina monitorovacích programů totiž sledují jen běžné druhy generalistů z řad mokřadního a vodního ptactva, které ale vykazují kladný populační trend (např. Salido et al., 2012). I když změna habitatu není pravděpodobně jediným důvodem zodpovědným za vzrůst těchto populací. Tyto druhy by mohly mít prospěch také z intenzifikace rybářství, které pro ně zvyšuje dostupnost potravy (Fleury & Sherry, 1995, Van Turnhout et al., 2007, Timmermans et al., 2008).

Pokud jde o urbánní habitat, tedy obydlené a jinak zastavěné oblasti, pak je znám vzrůstající populační trend z území Severní Ameriky, jak je uvedeno ve studii Sauer & Link, 2011. V souladu s touto studií jsou i výše uvedené výsledky zobrazující prokazatelně kladný populační trend. Žádný trend nebyl prokázán na území České republiky (Reif et al. 2008c, Reif et al., 2010) a v Kanadě byl zaznamenán klesající trend, ale nebyl prokazatelný (Lantz & Martinez-Espineira, 2008). Je tedy zřejmé, že tato kategorie habitatu vykazuje značnou geografickou variabilitu. U některých druhů, jako je holub hřivnáč *Columba palumbus* nebo kos černý *Turdus merula* je pozorována jejich postupující urbanizace, která je spojena s jejich strmým populačním nárůstem (Internet 3).

(iii)**Efekt migrační strategie.** V případě migrační strategie byl zaznamenán průkazný nárůst populací rezidentů a migrantů na krátkou vzdálenost. Populační trend migrantů na dlouhé vzdálenosti nebyl prokazatelný od nuly ani od

ostatních kategorií. Tento výsledek je v rozporu s mým předpokladem poklesu migrantů na dlouhou vzdálenost, ale ostatní kategorie mým předpokladům odpovídají. V případě faktoru regionu byl zaznamenán neprůkazný nárůst druhů z území centrální Severní Ameriky. U ostatních regionů byl zaznamenán prokazatelný pokles populací.

Zajímavé vysvětlení, jak klimatická změna způsobuje pozorované změny v početnosti ptačích populací, poskytuje tzv. hypotéza fenologického nesouladu - v originálu se tato teorie nazývá phenological mismatch hypothesis (Both et al., 2006, Møller et al., 2008). Tato hypotéza říká, že ptáci nejsou schopni sledovat změny v načasování důležitých environmentálních událostí, které vyvolala klimatická změna. Těmito událostmi mohou být například konec nevhodných povětrnostních podmínek na zimovišti, vrchol početnosti populací kořisti nebo jiných potravních zdrojů nebo délka jarní produktivní periody. Může mít tedy za následek návrat migrujících druhů v nevhodnou dobu nebo například nesoulad doby hnízdění a největší dostupnosti potravy. Tento jev může vést ke snížení reprodukční úspěšnosti nebo ke zvýšení mortality dospělých jedinců, které mají za následek snížení početnosti těchto druhů (Møller et al., 2008, Ahola et al., 2004, Both et al., 2006). Tato teorie ale zůstává omezena jen na dálkové migranty, u nichž je dobře prokázána, což nekoresponduje s mými výsledky, kde u migrantů na dlouhou vzdálenost nebyla pozorována průkazná změna populačního trendu (Jiguet et al., 2010a, Jiguet et al., 2007, Møller et al., 2008, Both et al., 2010, Salido et al., 2012 atd.). Møller et al., 2008 uvedl, že datum migrace by jediný signifikantní prediktor pro populační trend během let 1990-2000. Poukazuje také na to, že problém zasahuje především druhy, které nejsou schopné posunout čas svého návratu do

hnízdiště a uvádí, že probíhající klimatická změna bude stále více ohrožovat stěhovavé ptáky a zvyšovat tak jejich riziko vyhynutí. Je ještě mnoho mechanismů, jako je například pokles variability potravních zdrojů pro rezidenty během mírných zim, u kterých se předpokládá vliv na početnost ptačích populací, ale tyto mechanismy mají jen malou podporu empirických dat získaných z populačních trendů (Knudsen et al., 2011).

Preference habitatu zimoviště se liší mezi migrujícími druhy a to mezi systémem Afro-Paleoarktickým a systémem Neotropicko-Neoarktickým. Druhy patřící k prvnímu systému většinou preferují lesní habitaty a druhy druhého systému preferují otevřená až suchá stanoviště (Mönkkönen & Helle, 1989). Odlesňování v neotropech pravděpodobně vedlo k poklesu populací ptáků hnízících v Severní Americe (Sauer et al., 1996). V souladu s tímto se zjistilo, že sucha v oblasti Sahelu způsobili populační krach evropských trans-Saharských migrantů (Marchant, 1992). Nicméně i přesto, že míry odlesňování v neotropech stále roste, dálkoví migranti ze Severní Ameriky již nevykazují klesající trend (Bradshaw et al., 2009, Sauer & Link, 2011). Sinclair et al., 2007 zjistil, že v 90. letech vzrostlo množství srážek v Sahelu a ve stejný čas monitoring ptáků zaměřený na Afro-Paleoarktické migranty neukázal žádný závažný pokles těchto druhů (s výjimkou několika druhů, které zimují ve vlhkých oblastech) (Sanderson et al., 2006, Thaxter et al., 2010). Proto se zdá, že podmínky panující na zimovištích mají nějaký vliv na vývoj populačních trendů migrantů, ale důkazy jsou nepřímé a specifické kauzální příčiny zatím zůstávají neobjevené (ale např. Sæther et al., 2006).

Od doby, kdy byl v druhé polovině 20. stol. zaznamenán výrazný pokles populací dálkových migrantů, se velký počet studií se zabývá rozdílem

v populačních trendech druhů s různými migračními strategiemi (Robbins et al., 1989, Berthold, 2001). Tento pokles byl dobře zdokumentován jak z území Severní Ameriky, tak z území Evropy (např. Sanderson et al., 2006, Thaxter et al., 2010, Berthold, 2001). V kontrastu s tímto velká část studií, zaměřujících se na bližší časové období, konkrétně na 80. a 90. léta a období po roce 2000, neprokázala žádný signifikantní rozdíl mezi druhy s různými migračními strategiemi nebo migračními vzdálenostmi (např. Herkert, 1995, Jiguet et al. 2010b). Møller et al., 2008 se zaměřil na období 1970-1990 a prokázal zde více klesající populační trend u Afrických migrantů než u všech ostatních kategorií. Podrobnější informace z území Velké Británie, a to jak za 40-ti leté období od roku 1967 až do roku 2006, tak pro jednotlivá desetiletí, poskytuje Thaxter et al., 2010. Kromě několika časových období dělí Thaxter et al., 2010 druhy i podle habitatu jejich afrických zimovišť. Dochází k závěrům, že druhy, zimující v aridních oblastech Afriky, mají záporný populační trend především v 60. a 70. letech a druhy zimující ve vlhkých tropických oblastech vykazují pokles až v 80. a 90. letech. Sanderson et al., 2006 poukazuje na to, že negativní trend dálkových migrantů se zdá být, do značné míry, způsoben poklesem druhů zimujících v otevřených a suchých habitatech Afriky. Také prokázal, že dálkový migranti prokazatelně snížili své populace mezi lety 1970 a 1990, ale nikoli mezi lety 1900 až 2000. I přesto byl během obou period více negativní než u druhů migrujících na krátkou vzdálenost a u rezidentů.

Zjistit přímé faktory ohrožující dálkové migranty je ale velmi obtížné, a to zejména protože jsou ovlivňováni na svých zimovištích, hnízdištích, ale i na zastávkách na migračních trasách (Sanderson et al., 2006).

Podle výsledků Schaefer et al., 2008 by měl vzrůst průměrné teploty v zimním období vést k poklesu podílu stěhovavých druhů. Analýza Schaefer et al., 2008 dokazuje, že počet a poměr migrujících druhů klesá se vzrůstající teplotou nejchladnějšího měsíce, a vzrůstá se vzrůstající jarní teplotou. Tvrdí tedy, že migrující druhy prosperují z chladných zim a teplých jar, a že pokles těchto druhů je způsoben poklesem migrační aktivity. V souvislosti s množstvím srážek autoři uvádějí, že podíl migrantů klesá s nárůstem jarních srážek. Pro jimi zkoumané oblasti je předpokládán nárůst teploty nejchladnějšího měsíce o 3,4°C a pokles srážek o 4mm a následný pokles poměru migrantů. Tento klesající poměr lze také interpretovat jako očekávaný nárůst rezidentů, kteří mají během mírných zim větší míru přežívání a mohou tak lépe konkurovat migrujícím druhům o potravu, hnízdiště, mohou obsazovat nové areály apod. (O'Connor, 1990).

- (iv) **Efekt polohy hnízda.** V případě polohy hnízda byl prokázán záporný populační trend u druhů hnízdících na zemi, což se plně shoduje s mým očekáváním. U druhů hnízdících v křovinách a v korunách stromů, byl prokázán kladný populační trend, který je prokazatelný a odpovídá mým předpokladům. Z hlediska regionu byl zjištěn prokazatelný nárůst jen ze západní Evropy. U jižní a východní Evropy byl zaznamenán prokazatelný pokles.

Gregory et al., 2007 našli spojení mezi fragmentací stanovišť a polohou hnízda z území Evropy. Z jejich výsledků je zřejmé, že druhy hnízdící na zemi vykazují větší pokles než druhy hnízdící ve výškách. Gregory et al., 2007 také poukazují na korelace mezi jednotlivými faktory, kdy například druhy migrující na dlouhé vzdálenosti mají tendenci hnízdit na zemi a naopak a poukazuje na to, že je obtížné tyto efekty oddělit.

Newton, 2004 poukazuje na intenzifikaci chovu dobytka a tedy zvýšení jeho počtu na pastvinách, případně zvýšená četnost sekání travních porostů, které mohou vést k poškozování ptačích hnízd umístěných na zemi.

Martin, 1993 zjistil, že druhy Severní Ameriky hnízdící na zemi jsou více ohroženy v otevřených habitatech než v lesních a totéž potvrdili i Yanes & Suárez, 1995 z území Španělska.

(v) **Efekt typu hnízda.** U typu hnízda nebyl zjištěn prokazatelný vliv na populační trend ptačích populací. Jako jediný důvěryhodný model byl vybrán model zahrnující vliv regionu na ptačí populace, z něhož je zřejmý nárůst druhů z oblasti západní Evropy a celé Severní Ameriky. Naopak prokazatelně záporný populační trend byl zjištěn z území východní a jižní Evropy.

Fragmentace a změny lesních stanovišť by mohly vysvětlit, stejně jako v předchozím případě, při použití jemnější klasifikace druhů podle jejich preferovaného habitatu, účinky vlastností druhů jako je poloha hnízda nebo typ hnízda (Böhning-Gaese et al., 1993, Reif et al., 2008b).

I zde nejsou výsledky studií z Evropy ve většině případů signifikantní a mé výsledky se v tomto případě shodují, protože neprokázaly vliv typu hnízda na populační trend. Gregory et al., 2007 prokázal, že druhy hnízdící v dutinách mají jen nepatrně negativnější populační trend než druhy otevřených hnízd. Jako jedno z možných vysvětlení uvádí, že během současného hospodaření v lesích ubývá mrtvého dřeva v porostech a tyto druhy nemají vhodné podmínky pro hnízdění (Gregory et al., 2005).

(vi) **Efekt regionu.** Ve všech modelech, které byly vybrány jako nejlepší a figuroval v nich efekt regionu, se projevil jako prokazatelně záporný populační trend v oblasti jižní a východní Evropy. Východ Severní Ameriky, severní Evropa

a celá Evropa byly průkazné jen v jednom modelu a jejich trend byl také záporný. Vliv oblasti celé Severní Ameriky byl určen v jednom případě jako průkazně pozitivní a v jednom případě jako průkazně záporný. Vliv regionu západní Evropy byl ve třech případech ze čtyř prokázán jako kladný.

O příčinách poklesu populací v jižní Evropě můžeme pouze spekulovat, ale vysvětlením může být postupující klimatická změna, jejímž důsledkem je oteplování a zejména úbytek srážek v tomto regionu, což jsou faktory spojené s úbytkem ptačích populací (O'Connor, 1990, Jiguet et al., 2006). Jiguet et al., 2006 prokázali, že druhy s malým teplotním rozpětím vykazují prudčí pokles v populačním růstu.

5. Závěr

Tato práce jako první na světě v rámci uceleného souboru několika metaanalýz pracuje s dlouhodobými trendy početnosti ptáků zahrnující jak území Evropy, tak Severní Ameriky. Mezi nejvýznamnější výsledky patří prokázání úbytku populací druhů otevřených stanovišť bez rozdílu regionu či časového období, z čehož vyplývá, že úbytek těchto druhů je závažným ochranářským problémem, kterému bude v budoucnu třeba věnovat velkou pozornost. V případě tohoto zjištění je nejčastěji zmiňovanou příčinou intenzifikace zemědělství a také opouštění zemědělských ploch a jejich následné zarůstání. S těmito jevy může souviset další výsledek, a to prokazatelný nárůst populací hnízdících v křovinách a v korunách stromů, pro něž tento jen znamená nárůst hnízdících habitatů. Naopak v literatuře vícekrát zmiňovaný nárůst populací lesních ptáků nebyl mojí metaanalýzou potvrzen. Dalším faktorem, u něhož byl prokázán vliv na ptačí populace, je migrační strategie druhů. Byl prokázán nárůst populací druhů migrujících na krátkou vzdálenost a rezidentů, naopak nebyl potvrzen úbytek druhů migrujících na dlouhé vzdálenosti.

Práce se zabývala i regionálními rozdíly v trendech početnosti ptáků. Ve všech modelech, které byly vybrány jako nejdůvěryhodnější a figuroval v nich faktor regionu, byl zjištěn prokazatelně záporný populační trend z oblasti jižní Evropy. O příčinách můžeme pouze spekulovat, ale vysvětlením může být postupující klimatická změna, jejímž důsledkem je oteplování a zejména úbytek srážek v tomto regionu, což jsou faktory spojené s úbytkem ptačích populací.

V této práci nebyl zjištěn prokazatelný vliv potravní specializace a typu hnízda na dlouhodobé trendy početnosti ptačích populací. Minimálně v případě potravní specializace to může souviset s tím, že řada studií, která její vztah k trendům početnosti neprokázala, použila pouze velmi hrubou kategorizaci potravních zdrojů. Naopak

ojedinělé studie ukazující její průkazný vliv klasifikovaly typy potravní specializace ptáků velmi jemně, přičemž některé skupiny shrnuté do jediné hrubé kategorie měly při jemnějším členění opačné trendy (např. druhy živící se malými a velkými semeny ve Velké Británii). Autoři dalších studií by se pak mohly v budoucnu zaměřovat právě na tyto subtilnější vztahy, které dosavadnímu výzkumu mohly zůstat skryté. Věřím, že pak bude možné nalézt další zajímavé výsledky, jaké vlastnosti ptačích druhů mají vztah k početnosti jejich populací.

6. Přehled citované literatury

6.1 Primární citace

Ahola M., Laaksonen T., Sippola K., Eeva T., Rainio K., Lehikoinen E., 2004. Variation in climate warming along the migration route uncouples arrival and breeding dates. *Global Change Biol.* 10: 1610-1617.

Bartoń K., 2009. MuMIn: Multi-Model Inference. <http://R-Forge.R-project.org/projects/mumin/>.

Bates D., Maechler M., Bolker B. M., Walker S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. ArXiv e-print; in press, *Journal of Statistical Software*, <http://arxiv.org/abs/1406.5823>.

Beckerman A. P., Boots M., Gaston K. J., 2007. Urban bird declines and the fear of cats. *Anim. Conserv.* 10: 320-325.

Belmaker J., Sekercioglu C. H., Jetz W., 2012: Global patterns of specialization and coexistence in bird assemblages. *J. Biogeogr.* 39: 193-203.

Bender D. J., Contreras T. A., Fahrig L., 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517-533.

Berthold P., 2001. Bird migration. A general survey. Oxford University Press, Oxford.

Bibby, C., 1999. Making the most of birds as environmental indicators. *Ostrich* 70:81–88.

Blaum N., Moser E., Schwager M., Jeltsch F., 2011. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology, towards an animal functional type approach. *Biodiv. Conserv.* 20: 2333–2345.

Böhning-Gaese K., Taper M. L., Brown J. H., 1993. Are declines in North American insectivorous songbirds due to causes on the breeding range? *Conserv. Biol.* 7: 76-86.

Both C., Bouwhuis S., Lessells C. M., Visser M. E., 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441: 81-83.

Both C., van Turnhout C. A. M., Bijlsma R. G., Siepel H., Van Strien A. J., Foppen R. P. B., 2009. Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proc. R. Soc. B* 277: 1259-1266.

Bradshaw C. J. A., Sodhi N. S., Brook B. W., 2009. Tropical turmoil, a biodiversity tragedy in progress. *Front. Ecol. Environ.* 7: 79-87.

- Brambilla M., Casale F., Bergero V., Bogliani G., Crovetto G. M., Falco R., Roati M., Negri I., 2010. Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biol. Conserv.* 143: 2770-2778.
- Brennan S. P., Schnell G. D., 2005. Relationship between bird abundances and landscape characteristics: The influence of scale. *Environ. Monit. Assess.* 105: 209-228.
- Burnham, K. P., Anderson, D.M., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York: Springer.
- Butler S. J., Boccaccio L., Gregory R. D., Vorisek P., Norris K., 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agricult. Ecosyst. Environ.* 137: 348-357.
- Chalfoun A. D., Thompson F. R., Ratnaswamy M. J., 2002. Nest predators and fragmentation, a review and metaanalysis. *Conserv. Biol.* 16: 306-318.
- Chamberlain D. E., Fuller R. J., 2001. Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Global Ecol. Biogeogr.* 10: 399-409.
- Chamberlain D. E., Fuller R. J., Bunce R. G. H., Duckworth J. C., Shrubbs M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37: 771-788.
- Clavero M., Brotons L., 2010. Functional homogenization of bird communities along habitat gradients: accounting for niche multidimensionality. *Global Ecol. Biogeogr.* 1: 684-696.
- Daily, G.C., 1995. Restoring value to the world's degraded lands. *Science*, 269, 350–354.
- Davey C. M., Chamberlain D. E., Newson S. E., Noble D. G., Johnston A., 2012. Rise of the generalists: evidence for climate driven homogenization in avian communities. *Global Ecol. Biogeogr.* 21: 568-578.
- Davey C. M., Vickery J. A., Boatman N. G., Chamberlain D. E., Parry H. R., Siriwardena G. M., 2010. Assessing the impact of Entry Level Stewardship on lowland farmland birds in England. *Ibis* 152: 459-474.
- Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A., Couvet D., 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 252-261.
- dit Durell S. E. A. L. V., Clarke R. T., 2004. The buffer effect of non-breeding birds and the timing of farmland bird declines. *Biol. Conserv.* 120: 375-382.
- Donald P. F., Green R. E., Heath M. F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 25-29.

- Donald P. F., Sanderson F. J., Burfield I. J., Bierman S. M., Gregory R. D., Waliczky Z., 2007. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science* 317: 810-813.
- Evans K. L., Chamberlain D. E., Hatchwell B. J., Gregory R. D., Gaston K. J., 2011. What make an urban bird? *Global Change Biol.* 17: 32-44.
- Evans K. L., Warren P. H., Gaston K. J., 2005. Species-energy relationships at the macroecological scale, a review of the mechanisms. *Biol. Rev.* 80: 1-25.
- Fewster R. M., Buckland S. T., Siriwardena G. M., Baillie S. R., Wilson J. D., 2000. Analysis of Population Trends for Farmland Birds Using Generalized Additive Models. *Ecology*, Vol. 81, No. 7, pp. 1970-1984.
- Fleury B. E., Sherry T. W., 1995. Long-term population trends of colonial wading birds in the southern United States: The impact of crayfish aquaculture on Louisiana populations. *Auk* 112: 613-632.
- Fox A. D., 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *J. Appl. Ecol.* 41: 427-439.
- Fox A. D., Heldbjerg H., 2008. Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds. *Bird Study* 55, 267–279.
- Fuller R. J., Gregory R. D., Gibbons D. W., Marchant J. H., Wilson J. D., Baillie S. R., Carter N., 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. Biol.* 9: 1425-1441.
- Fuller R. J., Noble D. G., Smith K. W., Vanhinsbergh D., 2005. Recent declines in populations of woodland birds in Britain: a review of possible causes. *British Birds* 98, 116-143.
- Fuller, R.J., Noble, D.G., Smith, K.W. & Vanhinsbergh, D., 2005. Recent declines of woodland birds in Britain: a review of possible causes. *Br. Birds* 98: 116–143.
- Furness, R., J. Greenwood, and P. Jarvis., 1993. Can birds be used to monitor the environment? Pages 1–21 in R. Furness and J. Greenwood, editors. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London.
- Gaston, K.J., 2004. Macroecology and people. *Basic and Applied Ecology*, 5, 303–307.
- Gillings S., Newson S. E., Noble D. G., Vickery J. A., 2005. Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. *Proc Biol Sci.*, 272(1564): 733–739
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W. & Balmford, A., 2005 Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, 550–555. (doi:10.1126/science.1106049.)

Gregory R. D., Noble D. G., Custance J., 2004. The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 1–13.

Gregory R. D., Van Strien A., 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithol Sci* 9: 3–22.

Gregory R. D., Van Strien A., Voříšek P., Meyling A. W. G., Noble D. G., Foppen R. P. B., Gibbons D. W., 2005. Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360: 269–288.

Gregory R. D., Vorisek P., Van Strien A., Gmelig Meyling A. W., Jiguet F., Fornasari L., Reif J., Chylarecki P., Burfield I. J., 2007. Population trends of widespread woodland birds in Europe. *Ibis* 149: S78–S97.

Gregory R. D., Willis S. G., Jiguet F., Voříšek P., Klvaňová A., Van Strien A., Huntley B., Collingham Y. C., Couvet D., Green R. E., 2009. An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. *PLoS ONE* 4: e4678.

Heldbjerg H., Fox A. D., 2008. Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds. *Bird Study* 55: 267–279.

Helle P., Järvinen O., 1986. Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos* 46: 107–115.

Herkert J. R., 1995. An analysis of midwestern breeding bird population trends: 1966–1993. *Am. Nat.* 134: 41–50.

Herkert J. R., 2009. Response of Bird Populations to Farmland Set-Aside Programs. *Conservation Biology* Volume 23, Issue 4, 1036–1040.

Hewson C. M., Noble D. G., 2009. Population trends of breeding birds in British woodlands over a 32-year period, relationships with food, habitat use and migratory behaviour. *Ibis* 151: 464–486.

Holmes R. T., Sherry T. W., 1988. Assessing population trends of New Hampshire forest birds: local vs. regional patterns. *Auk* 105: 756–768.

Hunter W. C., Buehler D. A., Canterbury R. A., Confer J. L., Hamel P. B., 2001. Conservation of disturbance-dependent birds in eastern North America. *Wildlife Soc. Bull.* 29: 440–455.

Igl L. D., Johnson D. H., 1997. Changes in breeding bird populations in North Dakota, 1967 to 1992–93. *Auk* 114: 74–92.

Jarošík V., 2005. Population growth and regulation. Academia, Prague.

- Jiguet F., Devictor V., Ottvall R., Van Turnhout C., Van der Jeugd H., Lindström Å., 2010b. Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal ranges. *Proc. R. Soc. B* 277: 3601-3608.
- Jiguet F., Gadot A. S., Julliard R., Newson S. E., Couvet D., 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biol.* 13: 1672-1684.
- Jiguet F., Gregory R. D., Devictor V., Green R. E., Vorisek P., Van Strien A., Couvet D., 2010a. Population trends of European common birds are predicted by characteristics of their climatic niche. *Global Change Biol.* 16: 497-505.
- Jiguet F., Julliard R., Thomas C. D., Dehorter O., Newson S. E., Couvet D., 2006. Thermal range predicts bird population resilience to extreme high temperatures. *Ecol. Lett.* 9(12):1321-30.
- Jones T., Cresswell W., 2010. The phenology mismatch hypothesis: are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? *J. Anim. Ecol.* 79: 98-108
- Julliard R., Jiguet F., Couvet D., 2003. Common birds facing global changes, what makes species at risk? *Global Change Biol.* 10: 148-154.
- Knudsen E., Linden A., Both C., Jonzen N., Pulido F., Saino N., Sutherland W. J., Bach L. A., Coppack T., Ergon T., Gienapp P., Gill J. A., Gordo O., Hedenstrom A., Lehikoinen E., Marra P. P., Moller A. P., Nilsson A. L. K., Peron G., Ranta E., Rubolini D., Sparks T. H., Spina F., Studds C., Saether S. A., Tryjanowski P., Stenseth N. C., 2011. Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biol. Rev.* 86: 928-946.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B. & Siriwardena, G.M., 1999. The second silent spring? *Nature*, 400, 611-612.
- Laiolo P., Dondero F., Ciliento E., Rolando A., 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *J. Appl. Ecol.* 41: 294-304.
- Lantz V., Martinez-Espineira R., 2008. Testing the environmental Kuznets curve hypothesis with bird populations as habitat-specific environmental indications: evidence from Canada. *Conserv. Biol.* 22: 428-438.
- Le Viol I., Jiguet F., Brotons L., Herrando S., Lindström A., Pearce-Higgins J. W., Reif J., Van Turnhout C., Devictor V., 2012. More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna. *Biol. Lett.* in press.
- Magurran A. E., Baillie S. R., Buckland S. T., McPick J., Elston D. A., Scott E. M., Smith R. I., Somerfield P. J., Watt A. D., 2010. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring, assessing change in ecological communities through time. *Trends Ecol. Evol.* 25: S574-S582.

- Mantyka-Pringle C. S., Martin T. G., Rhodes J. R., 2012. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biol.* 18: 1239-1252
- Marchant J. H., 1992. Recent trends in breeding populations of some common trans-Saharan migrant birds in northern Europe. *Ibis* 134: S113-S119.
- Martin T. E., 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types, Revising the dogmas. *Am. Nat.* 141: 897- 913.
- Martin T.E., 2007. Climate correlates of 20 years of trophic changes in a high-elevation riparian system. *Ecology* 88: 367-380.
- Martin T. E., Li P., 1992. Life history traits of open- vs. cavity-nesting birds. *Ecology* 73: 579-592.
- Møller A. P., Rubolini D., Lehikoinen E., 2008. Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105: 16195-16200.
- Mönkkönen M., Helle P., 1989. Migratory habits of birds breeding in different stages of forest succession, a comparison between Palearctic and Nearctic. *Ann. Zool. Fennici* 26: 323-330.
- Mönkkönen M., Welch D. A., 1992. A biogeographical hypothesis on the effects of human caused landscape changes
- Murphy M. T., 2003. Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States. *Auk* 120: 20-34.
- Newson, S. E., Rexstad, E. A., Baillie, S. R., Buckland, S. T. and Aebischer, N. J., 2010. Population change of avian predators and grey squirrels in England: is there evidence for an impact on avian prey populations? *Journal of Applied Ecology*, 47: 244-252.
- Newson S. E., Johnston A., Renwick A. R., Baillie S. R., Fuller R. J., 2012. Modelling large-scale relationships between changes in woodland deer and bird populations. *J. Appl. Ecol.* 49: 278-286.
- Newton I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain, an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579-600.
- O'Connor R. J., 1990. Some ecological aspects of migrants and residents. *Bird migration: The physiology and ecophysiology* (ed. by E. Gwinner), pp. 175–182. Springer-Verlag, Berlin.
- Owens I. P. F., Bennett P. M., 2000. Ecological basis of extinction risk in birds, habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 97: 12144–12148.

- Parody J. M., Cuthbert F. J., Decker E. N., 2001. The effect of 50 years of landscape change on species richness and community composition. *Global Ecol. Biogeogr.* 10: 305-313.
- Peterjohn B. G., Sauer J. R., 1994. Population Trends of Woodland Birds from the North American Breeding Bird Survey. *Wild. Soc. Bull.* 22: 155-164.
- Reif J., 2013. Long-term trends in bird populations: a review of patterns and potential drivers in North America and Europe. *ACTA ORNITHOLOGICA* vol.48 No.1.
- Reif J., Böhning-Gaese K., Flade M., Schwarz J., Schwager M., 2011. Bird population trends across iron curtain, brain matters. *Biol. Conserv.* 144: 2524-2533.
- Reif J., Hořák D., Krištín A., Kopsová L., Devictor V., 2015. Linking habitat specialization with species' traits in European birds. *Oikos* 000: 001-009.
- Reif J., Storch D., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., 2008b. Bird-habitat associations predict long-term population trends in central European forest and farmland birds. *Biodiv. Conserv.* 17: 3307-3319.
- Reif J., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., Petr J., 2007. Population increase of forest birds in the Czech Republic between 1982 and 2003. *Bird Study* 54: 248-255.
- Reif J., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., Petr J., 2008a. Agricultural intensification and farmland birds, new insights from a central European country. *Ibis* 150: 569-605.
- Reif J., Voříšek P., Šťastný K., Koschová M., Bejček V., 2008c. The impact of climate change on long-term population trends of birds in a central European country. *Anim. Conserv.* 11: 412-421.
- Reif J., Vermouzek Z., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., Flousek J., 2010. Population changes in Czech passerines are predicted by their life-history and ecological traits. *Ibis* 152: 610-621.
- Robbins C. S., Sauer J. R., Greenberg R. S., Droege S., 1989. Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 86: 7658-7662.
- Sæther B.-E., Grotan V., Tryjanowski P., Barbraud C., Fulin M., 2006. Climate and spatio-temporal variation in the population dynamics of a long distance migrant, the white stork. *J. Anim. Ecol.* 75: 80-90.
- Salido L., Purse B. V., Marrs R., Chamberlain D. E., Schultz S., 2012. Flexibility in phenology and habitat use act as buffers to long-term population declines in UK passerines. *Ecography* 35: 604-613.
- Sanderson F. J., Donald P. F., Pain D. J., Burfield I. J., Van Bommel F. P. J., 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biol. Conserv.* 131: 93-105.

- Sauer J. R., Fallon J. E., Johnson R., 2003. Use of North American Breeding Bird Survey data to estimate population change for bird conservation. *J. Wild. Manage.* 67: 372-389.
- Sauer J. R., Link W. A., 2011. Analysis of the North American Breeding Bird Survey using hierarchical models. *Auk* 128: 87-98.
- Sauer J. R., Pendleton G. W., Peterjohn B. G., 1996. Evaluating causes of population change in North American insectivorous songbirds. *Conserv. Biol.* 10: 465-478.
- Schaefer H.-C., Jetz W., Böhning-Gaese K., 2008. Impact of climate change on migratory birds, community reassembly versus adaptation. *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 38-49.
- Schmidt K. A., 2003. Nest predation and population declines in Illinois songbirds, a case for mesopredator effects. *Conserv. Biol.* 17: 1141-1150.
- Schulte L. A., Pidgeon A. M., Mladenoff D. J., 2005. One hundred fifty years of change in forest bird breeding habitat, Estimates of species distributions. *Conserv. Biol.* 19: 1944-1956.
- Seoane J., Carrascal L. M., 2007. Interspecific differences in population trends of Spanish birds are related to habitat and climatic preferences. *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 111-121.
- Shultz S., Bradbury R. B., Evans K. L., Gregory R. D., Blackburn T. M., 2005. Brain size and resource specialization predict long-term population trends in British birds. *Proc. R. Soc. B* 272: 2305-2311.
- Sinclair A. R. E., Mduma S. A. R., Hopcraft J. G. C., Fryxell J. M., Hilborn R., Thirgood S., 2007. Long-term ecosystem dynamics in the Serengeti: lessons for conservation. *Conserv. Biol.* 21: 580-590.
- Sirami C., Brotons L., Burfield I., Fonderflick J., Martin J. -L., 2008. Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. *Biol. Conserv.* 141: 450-459.
- Šťastný, K. & Bejček, V., 1985. Bird communities in spruce forests affected by industrial emissions in the Krušné Hory (Ore Mountains). In Taylor, K., Fuller, R.J. & Lack, P.C. (eds) *Bird Census and Atlas Studies*: 243–253. Proceedings of the VIIIth International Conference on Bird Census and Atlas Work. BTO, Tring.
- Thaxter C. B., Joys A., Gregory R. D., Baillie S. R., Noble D. N., 2010. Hypotheses to explain patterns of population change among breeding bird species in England. *Biol. Conserv.* 143: 2006-2019.
- Theubl S., Zeileis A., 2009. Collaborative software development using R-Forge. *The R Journal*, 1(1):9-14. <http://journal.R-project.org/>.
- Timmermans S. T. A., Badzinski S. S., Ingram J. W., 2008. Associations between breeding marsh bird abundances and Great Lakes hydrology. *J. Great Lakes Res.* 34: 351-364.

Van Turnhout C. A. M., Foppen R. P. B., Leuven R. S. E. W., Siepel H., Esselink H., 2007. Scale-dependent homogenization: Changes in breeding bird diversity in the Netherlands over a 25-year period. *Biol. Conserv.* 134: 505-516.

Van Turnhout C. A. M., Foppen R. P. B., Leuven R. S. E. W., Van Strien A., Siepel H., 2010a. Life-history and ecological correlates of population change in Dutch breeding birds. *Biol. Conserv.* 143: 173-181.

Van Turnhout C. A. M., Hagemeyer E. J. M., Foppen R. P. B., 2010b. Long-term population developments in typical marshland birds in the Netherlands. *Ardea*, 98(3): 283-299.

Veech J.A., 2006. A comparison of landscapes occupied by increasing and decreasing populations of grassland birds. *Conserv. Biol.* 20: 1422-1432.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494–499.

Ward M. P., Semel B., Herkert J. R., 2010. Identifying the ecological causes of long-term declines of wetland-dependent birds in an urbanizing landscape. *Biodiv. Conserv.* 19: 3287-3300.

Webb C. T., Hoeting J. A., Ames G. M., Pyne M. I., Poff N. L., 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecol. Lett.* 13: 267–283.

Wretenberg J., Lindström Å., Svensson S., Pärt T., 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933-941.

Wretenberg J., Lindström Å., Svensson S., Pärt T., 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1110–1120.

Yanes M., Suarez F., 1995. Nest predation patterns in ground-nesting passerines on the Iberian Peninsula. *Ecography* 18: 423-428.

6.2 Internetové zdroje

Internet 1: www.ebcc.info/index.php?ID=588

Internet 2: https://www.pwrc.usgs.gov/bbs/State_of_the_Birds_2009.pdf, str. 5

Internet 3: <http://www.ebcc.info/index.php?ID=587>

7. Přílohy

Příloha 1: Přehled studií použitých pro statistickou analýzu.

Studie	Kód studie
Blancher P. J., Phoenix R. D., Badzinski D. S., Cadman M. D., Crewe T. L., Downes C. M., Fillman D., Francis C. M., Hughes J., Hussell D. J. T., Lepage D., McCracken J. D., McNicol D. K., Pond B. A., Ross R. K., Russells R., Venier L. A., Weeber R. C., 2009. Population trend status of Ontario's forest birds. <i>Forestry Chronicle</i> 85: 184-21.	Blanch2009
Böhning-Gaese K., Taper M. L., Brown J. H., 1993. Are declines in North American insectivorous songbirds due to causes on the breeding range? <i>Conserv. Biol.</i> 7: 76-86.	Bohnin1993
Both C., van Turnhout C. A. M., Bijlsma R. G., Siepel H., Van Strien A. J., Foppen R. P. B., 2009. Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. <i>Proc. R. Soc. B</i> 277: 1259-1266.	Both2009
Fewster R. M., Buckland S. T., Siriwardena G. M., Baillie S. R., Wilson J. D., 2000. Analysis of Population Trends for Farmland Birds Using Generalized Additive Models. <i>Ecology</i> , Vol. 81, No. 7, pp. 1970-1984.	Fewste2000
Fox A. D., Heldbjerg H., 2008. Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds. <i>Bird Study</i> 55, 267–279.	Fox2008
Fuller R. J., Gregory R. D., Gibbons D. W., Marchant J. H., Wilson J. D., Baillie S. R., Carter N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. <i>Conserv. Biol.</i> 9: 1425-1441.	Fuller1995
Fuller R. J., Noble D. G., Smith K. W., Vanhinsbergh D., 2005. Recent declines in populations of woodland birds in Britain: a review of possible causes. <i>British Birds</i> 98, 116-143.	Fuller2005
Gillings S., Newson S. E., Noble D. G., Vickery J. A., 2005. Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. <i>Proc Biol Sci.</i> , 272(1564): 733–739	Gillin2005
Gregory R. D., Van Strien A., 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. <i>Ornithol Sci</i> 9: 3–22.	Gregor2010

- Gregory R. D., Vorisek P., Van Strien A., Gmelig Meyling A. W., Jiguet F., Fornasari L., Reif J., Chylarecki P., Burfield I. J., 2007. Population trends of widespread woodland birds in Europe. *Ibis* 149: S78-S97. Gregor2007
- Gregory R. D., Noble D. G., Custance J., 2004. The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 1–13. Gregor2004
- Gregory R. D., Van Strien A., Voříšek P., Meyling A. W. G., Noble D. G., Foppen R. P. B., Gibbons D. W., 2005. Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360: 269-288. Gregor2005
- Helle P., Järvinen O., 1986. Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. *Oikos* 46: 107-115. Helle1986
- Herkert J. R., 2009. Response of Bird Populations to Farmland Set-Aside Programs. *Conservation Biology* Volume 23, Issue 4, 1036–1040. Herker2009
- Herkert J. R., 1995. An analysis of midwestern breeding bird population trends: 1966-1993. *Am. Nat.* 134: 41-50. Herker1995
- Hewson C. M., Noble D. G., 2009. Population trends of breeding birds in British woodlands over a 32-year period, relationships with food, habitat use and migratory behaviour. *Ibis* 151: 464-486. Hewson2009
- Holmes R. T., Sherry T. W., 1988. Assessing population trends of New Hampshire forest birds: local vs. regional patterns. *Auk* 105: 756-768. Holmes1988
- Chamberlain D. E., Fuller R. J., 2001. Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Global Ecol. Biogeogr.* 10: 399-409. Chambe2001
- Igl L. D., Johnson D. H., 1997. Changes in breeding bird populations in North Dakota, 1967 to 1992-93. *Auk* 114: 74-92. Igl1997
- Jiguet F., Gadot A. S., Julliard R., Newson S. E., Couvet D., 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biol.* 13: 1672-1684. Jiguet2007
- Jiguet F., Gregory R. D., Devictor V., Green R. E., Vorisek P., Van Strien A., Couvet D., 2010a. Population trends of European common birds are predicted by characteristics of their climatic niche. *Global Change Biol.* 16: 497-505. Jiguet2010

- Marchant J. H., 1992. Recent trends in breeding populations of some common trans-Saharan migrant birds in northern Europe. *Ibis* 134: S113-S119. Marcha1992
- Møller A. P., Rubolini D., Lehikoinen E., 2008. Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105: 16195-16200. Moller2008
- Murphy M. T., 2003. Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States. *Auk* 120: 20-34. Murphy2003
- Peterjohn B. G., Sauer J. R., 1994. Population Trends of Woodland Birds from the North American Breeding Bird Survey. *Wild. Soc. Bull.* 22: 155-164. Peterj1994
- Reif J., Storch D., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., 2008b. Bird-habitat associations predict long-term population trends in central European forest and farmland birds. *Biodiv. Conserv.* 17: 3307-3319. Reif2008B
- Reif J., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., Petr J., 2007. Population increase of forest birds in the Czech Republic between 1982 and 2003. *Bird Study* 54: 248-255. Reif2007
- Reif J., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., Petr J., 2008a. Agricultural intensification and farmland birds, new insights from a central European country. *Ibis* 150: 569-605. Reif2008A
- Reif J., Vermouzek Z., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., Flousek J., 2010. Population changes in Czech passerines are predicted by their life-history and ecological traits. *Ibis* 152: 610-621. Reif2010
- Reif J., Böhning-Gaese K., Flade M., Schwarz J., Schwager M., 2011. Bird population trends across iron curtain, brain matters. *Biol. Conserv.* 144: 2524-2533. Reif2011
- Robbins C. S., Sauer J. R., Greenberg R. S., Droege S., 1989. Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 86: 7658-7662. Robbin1989
- Salido L., Purse B. V., Marrs R., Chamberlain D. E., Schultz S., 2012. Flexibility in phenology and habitat use act as buffers to long-term

population declines in UK passerines. *Ecography* 35: 604-613.

Sauer J. R., Link W. A., 2011. Analysis of the North American Breeding Bird Survey using hierarchical models. *Auk* 128: 87-98. Sauer2011

Seoane J., Carrascal L. M., 2007. Interspecific differences in population trends of Spanish birds are related to habitat and climatic preferences. *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 111-121. Seoane2007

Shultz S., Bradbury R. B., Evans K. L., Gregory R. D., Blackburn T. M., 2005. Brain size and resource specialization predict long-term population trends in British birds. *Proc. R. Soc. B* 272: 2305-2311. Shultz2005

Thaxter C. B., Joys A., Gregory R. D., Baillie S. R., Noble D. N., 2010. Hypotheses to explain patterns of population change among breeding bird species in England. *Biol. Conserv.* 143: 2006-2019. Thaxte2010

Lantz V., Martinez-Espineira R. 2008. Testing the environmental Kuznets curve hypothesis with bird populations as habitat-specific environmental indications: evidence from Canada. *Conserv. Biol.* 22: 428-438. VanLan2008

Van Turnhout C. A. M., Foppen R. P. B., Leuven R. S. E. W., Siepel H., Esselink H., 2007. Scale-dependent homogenization: Changes in breeding bird diversity in the Netherlands over a 25-year period. *Biol. Conserv.* 134: 505-516. VanTur2007

Van Turnhout C. A. M., Hagemeijer E. J. M., Foppen R. P. B., 2010b. Long-term population developments in typical marshland birds in the Netherlands. *Ardea*, 98(3): 283-299. VanTu2010B

Van Turnhout C. A. M., Foppen R. P. B., Leuven R. S. E. W., Van Strien A., Siepel H. 2010a. Life-history and ecological correlates of population change in Dutch breeding birds. *Biol. Conserv.* 143: 173-181. VanTu2010A

Ward M. P., Semel B., Herkert J. R., 2010. Identifying the ecological causes of long-term declines of wetland-dependent birds in an urbanizing landscape. *Biodiv. Conserv.* 19: 3287-3300. Ward2010

Wretenberg J., Lindström Å., Svensson S., Pärt T., 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933-941. Wreten2007

Wretenberg J., Lindström Å., Svensson S., Pärt T., 2006. Population trends Wreten2006

of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1110–1120.

Příloha 2: Přehled studií použitých pro analýzy vlivu jednotlivých faktorů (a) potravních nároků, b) biotopových nároků, c) migrační strategie, d) pozice hnízda a e) typu hnízda) na trendy početnosti ptáků. Průměrný trend početnosti - průměrná meziroční změna velikosti populace dané skupiny druhů za sledované období v %, n – počet druhů, region – oblast, ve které byla data o početnosti ptáků pro danou studii shromážděna (WE – západní Evropa, EE – východní Evropa, NE – severní Evropa, SE – jižní Evropa, WholeEU – celá Evropa, WAm – západ Severní Ameriky, EAm – východ Severní Ameriky, NAm – sever Severní Ameriky, SAm – jih Severní Ameriky, CAM – centrální část Severní Ameriky, WholeAm – celá Severní Amerika), mezník 1990 – rozdělení studií podle toho, jestli data o početnosti ptáků pocházejí z doby před rokem 1990 (before), po roce 1990 (after), nebo z obou období (both).

(i) Studie použité k analýze vlivu potravních nároků

Kód studie	Průměrný trend početnosti	n	diet	region	mezník_1990	Rozsah průběhu studie
VanTu2010A	5,599	30	herb	WE	after	1990-2005
VanTu2010A	3,133	139	animal	WE	after	1990-2005
Reif2011	-2,520	5	herb	EE	after	1991-2007
Reif2011	-0,233	17	omnivore	EE	after	1991-2007
Reif2011	-1,350	35	animal	EE	after	1991-2007
Reif2011	-1,788	5	herb	WE	after	1991-2007
Reif2011	-0,785	17	omnivore	WE	after	1991-2007
Reif2011	-0,363	35	animal	WE	after	1991-2007
Reif2010	0,400	44	animal	EE	both	1982-2007
Reif2010	-1,900	20	herb	EE	both	1982-2007
Reif2010	-1,300	4	omnivore	EE	both	1982-2007
Bohnin1993	0,276	47	animal	WholeAm	before	1968-1977
Bohnin1993	0,398	47	animal	WholeAm	before	1978-1987

Bohnin1993	0,314	47	animal	WholeAm	before	1968-1987
Salido2012	1,065	34	Animal	WE	after	1994-2007
Salido2012	0,394	11	herb	WE	after	1994-2007
Salido2012	2,510	5	omnivore	WE	after	1994-2007
Jiguet2007	-1,920	5	herb	SE	after	1989-2005
Jiguet2007	-2,140	20	animal	SE	after	1989-2005
Jiguet2007	-0,780	24	omnivore	SE	after	1989-2005

(ii) Studie použité k analýze vlivu biotopových nároků

	Průměrný trend					Rozsah průběhu
Kód studie	početnosti	n	habitat	region	mezník_1990	studie
Wreten2006	-2,100	21	farmland	NE	both	1976-2001
Wreten2006	-2,750	21	farmland	NE	before	1976-1988
Wreten2006	-1,550	21	farmland	NE	both	1988-2001
Wreten2006	-1,370	21	farmland	NE	both	1976-2001
Wreten2006	-0,353	17	farmland	WE	both	1975-2000
Wreten2007	-5,010	7	farmland	NE	before	1976-1987
Wreten2007	-0,548	7	farmland	NE	both	1987-1995
Wreten2007	-3,229	7	farmland	NE	after	1995-2003
Wreten2007	-2,838	7	farmland	NE	both	1976-2003
Ward2010	-2,983	12	wetland	Eam	both	1980-2005
Thaxte2010	-0,462	18	farmland	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	1,111	18	farmland	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-3,333	18	farmland	WE	before	1977-1986
Thaxte2010	1,000	18	farmland	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	-0,222	18	farmland	WE	after	1997-2006
Thaxte2010	1,282	29	forest	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	2,000	29	forest	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-1,111	29	forest	WE	before	1977-1986
Thaxte2010	2,000	29	forest	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	0,444	29	forest	WE	after	1997-2006

Thaxte2010	0,641	12	other	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	2,556	12	other	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-1,111	12	other	WE	before	1977-1986
Thaxte2010	2,000	12	other	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	0,556	12	other	WE	after	1997-2006
Shultz2005	0,935	80	farmland	WE	both	1968-1995
Sauer2011	-0,844	41	farmland	WholeAm	both	1968-2008
Sauer2011	-0,388	86	forest	WholeAm	both	1968-2008
Sauer2011	0,164	132	wetland	WholeAm	both	1968-2008
Sauer2011	0,698	65	Other	WholeAm	both	1968-2008
Sauer2011	0,668	118	urban	WholeAm	both	1968-2008
Robbin1989	1,239	17	forest	WholeAm	before	1966-1978
Robbin1989	-0,906	17	forest	WholeAm	before	1978-1987
Robbin1989	0,300	10	shrubland	WholeAm	before	1966-1978
Robbin1989	-0,020	10	shrubland	WholeAm	before	1978-1987
Reif2011	-1,265	17	farmland	EE	after	1991-2007
Reif2011	-2,909	8	urban	EE	after	1991-2007
Reif2011	-0,582	30	forest	EE	after	1991-2007
Reif2011	-0,785	2	wetland	EE	after	1991-2007
Reif2011	-0,223	17	farmland	WE	after	1991-2007
Reif2011	-1,986	8	urban	WE	after	1991-2007
Reif2011	-0,570	30	forest	WE	after	1991-2007
Reif2011	0,890	2	wetland	WE	after	1991-2007
Reif2010	-0,200	39	forest	EE	both	1982-2007
Reif2010	-0,100	13	farmland	EE	both	1982-2007
Reif2010	-0,800	5	wetland	EE	both	1982-2007
Reif2010	-1,000	11	urban	EE	both	1982-2007
Reif2008A	-1,283	57	farmland	EE	both	1982-2003
Reif2008A	-1,767	57	farmland	EE	before	1982-1990
Reif2008A	-0,667	57	farmland	EE	after	1991-2003
Reif2007	0,500	47	forest	EE	both	1982-2003
Reif2008B	-2,400	19	farmland	EE	both	1982-2005
Reif2008B	0,300	43	forest	EE	both	1982-2005

Peterj1994	1,381	77	forest	WholeAm	before	1966-1979
Peterj1994	-0,964	77	forest	WholeAm	before	1982-1991
Peterj1994	0,405	77	forest	WholeAm	before	1966-1991
Murphy2003	-1,079	25	farmland	WholeAm	both	1980-1999
Murphy2003	-0,257	33	shrubland	WholeAm	both	1980-1999
Murphy2003	-1,500	5	other	WholeAm	both	1980-1999
Moller2008	0,000	36	other	WholeEu	after	1990-2005
Moller2008	-2,800	20	farmland	WholeEu	after	1990-2005
Jiguet2010	-1,940	24	farmland	WholeEu	both	1980-2005
Jiguet2010	-0,740	28	forest	WholeEu	both	1980-2005
Jiguet2010	-0,340	39	other	WholeEu	both	1980-2005
Jiguet2010	-0,400	8	urban	WholeEu	both	1980-2005
Jiguet2010	-0,020	11	wetland	WholeEu	both	1980-2005
Igl1997	-1,267	51	wetland	CAM	before	1967-1992
Igl1997	-0,970	52	forest	CAM	before	1967-1992
Igl1997	-1,770	32	farmland	CAM	before	1967-1992
Igl1997	2,058	5	other	CAM	before	1967-1992
Igl1997	2,689	8	urban	CAM	before	1967-1992
Igl1997	1,713	14	shrubland	CAM	before	1967-1992
Chambe2001	-1,369	20	farmland	WE	before	1970-1990
Holmes1988	-0,875	38	forest	EA	before	1969-1986
Hewson2009	1,204	49	forest	WE	both	1967-1999
Hewson2009	1,224	49	forest	WE	before	1967-1978
Hewson2009	0,912	49	forest	WE	before	1978-1989
Hewson2009	0,894	49	forest	WE	after	1989-1999
Herker1995	-1,400	27	farmland	WholeAm	before	1966-1993
Herker1995	-0,200	50	shrubland	WholeAm	before	1966-1993
Herker1995	1,300	13	urban	WholeAm	before	1966-1993
Herker1995	2,700	58	wetland	WholeAm	before	1966-1993
Herker1995	0,500	101	forest	WholeAm	before	1966-1993
Herker2009	-0,050	38	farmland	CAM	before	1966-1986
Herker2009	1,250	38	farmland	CAM	both	1987-2007
Helle1986	7,689	22	other	NE	before	1950s-1970s

Gregor2004	-0,313	45	farmland	WE	both	1970-2001
Gregor2004	0,128	44	farmland	WE	after	1994-2002
Gregor2007	-0,587	90	forest	WholeEu	both	1980-2003
Gregor2007	0,261	21	other	WholeEu	both	1980-2003
Gregor2007	-1,217	19	farmland	WholeEu	both	1980-2003
Gregor2010	0,026	26	wetland	WE	both	1970-2008
Gregor2010	-0,368	38	forest	WE	both	1970-2008
Gregor2010	-1,237	19	farmland	WE	both	1970-2008
Gregor2010	0,900	26	wetland	WE	after	1998-2008
Gregor2010	0,500	38	forest	WE	after	1998-2008
Gregor2010	-0,400	19	farmland	WE	after	1998-2008
Gregor2010	1,100	27	urban	WE	after	1998-2008
Gillin2005	-0,021	26	farmland	WE	after	1994-2003
Salido2012	1,018	20	forest	WE	after	1994-2007
Salido2012	0,188	7	shrubland	WE	after	1994-2007
Salido2012	1,210	16	farmland	WE	after	1994-2007
Salido2012	1,983	5	wetland	WE	after	1994-2007
Salido2012	1,065	2	urban	WE	after	1994-2007
Fuller2005	-0,134	31	forest	WE	both	1966-1999
Fuller1995	-1,200	18	farmland	WE	before	1968-1991
Fox2008	-0,588	16	farmland	NE	both	1976-2005
Fox2008	-1,552	5	wetland	NE	both	1976-2005
Fox2008	-0,362	15	forest	NE	both	1976-2005
Fox2008	0,067	10	other	NE	both	1976-2005
Fox2008	0,453	6	farmland	NE	both	1986-2005
Fox2008	-2,470	3	wetland	NE	both	1986-2005
Fox2008	-0,537	7	forest	NE	both	1986-2005
Fox2008	-1,390	22	farmland	NE	after	1996-2005
Fox2008	-2,608	8	wetland	NE	after	1996-2005
Fox2008	-2,801	22	forest	NE	after	1996-2005
Fox2008	0,492	10	other	NE	after	1996-2005
Fewste2000	3,620	13	farmland	WE	before	1965-1975
Fewste2000	-2,376	13	farmland	WE	before	1975-1992

Fewste2000	-0,313	13	farmland	WE	before	1965-1992
Bohnin1993	0,200	15	urban	WholeAm	before	1968-1977
Bohnin1993	0,606	15	urban	WholeAm	before	1978-1987
Bohnin1993	0,425	15	urban	WholeAm	before	1968-1987
Bohnin1993	0,316	37	other	WholeAm	before	1968-1977
Bohnin1993	0,314	37	other	WholeAm	before	1978-1987
Bohnin1993	0,261	37	other	WholeAm	before	1968-1987
Blanch2009	0,600	64	forest	WAm	both	1968-2006
Blanch2009	0,600	64	forest	CAm	both	1968-2006
Blanch2009	-0,500	64	forest	EAm	both	1968-2006
Blanch2009	-0,100	64	forest	NAm	both	1968-2006
Blanch2009	-1,400	64	forest	WAm	both	1996-2006
Blanch2009	-2,300	64	forest	CAm	both	1996-2006
Blanch2009	-2,100	64	forest	EAm	both	1996-2006
Blanch2009	0,400	64	forest	NAm	both	1996-2006
VanTu2010B	1,224	12	wetland	WE	both	1970-2008
VanLan2008	2,949	93	forest	EAm	both	1968-2005
VanLan2008	1,512	36	shrubland	EAm	both	1968-2005
VanLan2008	1,402	12	urban	EAm	both	1968-2005
VanLan2008	-0,258	63	wetland	EAm	both	1968-2005
VanLan2008	-1,902	21	farmland	EAm	both	1968-2005
VanLan2008	-0,863	93	forest	CAm	both	1968-2005
VanLan2008	0,524	36	shrubland	CAm	both	1968-2005
VanLan2008	-0,279	12	urban	CAm	both	1968-2005
VanLan2008	4,011	63	wetland	CAm	both	1968-2005
VanLan2008	1,167	21	farmland	CAm	both	1968-2005
VanLan2008	1,389	93	forest	WAm	both	1968-2005
VanLan2008	-0,534	36	shrubland	WAm	both	1968-2005
VanLan2008	0,067	12	urban	WAm	both	1968-2005
VanLan2008	0,108	63	wetland	WAm	both	1968-2005
VanLan2008	0,616	21	farmland	WAm	both	1968-2005
Gregor2005	-0,469	33	forest	WE	both	1970-2002
Gregor2005	-1,281	19	farmland	WE	both	1970-2002

Gregor2005	-2,545	22	farmland	WE	both	1980-2002
Gregor2005	-0,182	14	farmland	NE	both	1980-2002
Gregor2005	-2,583	37	farmland	SE	after	1990-2002
Gregor2005	0,100	23	farmland	EE	both	1982-2002
Gregor2005	-0,273	27	forest	WE	both	1980-2002
Gregor2005	-0,545	26	forest	NE	both	1980-2002
Gregor2005	-0,583	24	forest	SE	after	1990-2002
Gregor2005	0,700	27	forest	EE	both	1982-2002
Gregor2005	-1,545	23	farmland	WholeEu	both	1982-2002
Gregor2005	-0,091	24	forest	WholeEu	both	1982-2002
Gregor2008	-0,560	28	forest	WholeEu	both	1980-2005
Gregor2008	-1,720	33	farmland	WholeEu	both	1980-2005
Gregor2008	-1,240	25	farmland	WE	both	1980-2005
Gregor2008	-1,400	20	farmland	EE	both	1980-2005
Gregor2008	-1,520	12	farmland	NE	both	1980-2005
Gregor2008	-0,200	41	farmland	SE	after	1990-2005
Gregor2008	-0,240	30	forest	WE	both	1980-2005
Gregor2008	0,120	34	forest	EE	both	1980-2005
Gregor2008	-0,800	15	forest	NE	both	1980-2005
Gregor2008	-1,400	29	forest	SE	after	1990-2005
Both2009	1,267	33	forest	NE	both	1984-2004
Both2009	2,267	24	wetland	NE	both	1984-2004
VanTur2007	0,888	66	wetland	WE	both	1973-1977 a 1998-2000
VanTur2007	-0,250	32	farmland	WE	both	1973-1977 a 1998-2000
VanTur2007	-0,080	8	urban	WE	both	1973-1977 a 1998-2000
VanTur2007	0,450	33	forest	WE	both	1973-1977 a 1998-2000
Jiguet2007	-1,950	17	forest	SE	after	1989-2005
Jiguet2007	-1,030	13	farmland	SE	after	1989-2005
Jiguet2007	-1,290	19	other	SE	after	1989-2005

(iii) Studie použité k analýze vlivu migrační strategie

Kód studie	Průměrný		Migrace	region	meznik_1990	Rozsah průběhu studie
	trend	n				
	početnosti					
VanTu2010A	2,600	59	short_distance	WE	after	1990-2005
VanTu2010A	2,600	57	residents	WE	after	1990-2005
VanTu2010A	-0,700	54	long_distance	WE	after	1990-2005
Thaxte2010	-0,932	30	long_distance	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	-2,000	30	long_distance	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-0,185	30	long_distance	WE	before	1977-1986
Thaxte2010	-1,370	30	long_distance	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	-1,259	30	long_distance	WE	after	1997-2006
Thaxte2010	0,205	13	short_distance	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	4,444	13	short_distance	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-2,778	13	short_distance	WE	before	1977-1986
Thaxte2010	0,556	13	short_distance	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	0,778	13	short_distance	WE	after	1997-2006
Thaxte2010	1,282	31	residents	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	2,778	31	residents	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-1,111	31	residents	WE	before	1977-1986
Thaxte2010	0,444	31	residents	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	1,111	31	residents	WE	after	1997-2006
Shultz2005	0,840	40	long_distance	WE	both	1968-1995
Shultz2005	1,300	40	residents	WE	both	1968-1995
Sauer2011	-0,235	131	long_distance	WholeAm	both	1968-2008
Sauer2011	-0,018	182	short_distance	WholeAm	both	1968-2008
Sauer2011	0,498	96	residents	WholeAm	both	1968-2008
Robbin1989	1,360	89	long_distance	WholeAm	before	1966-1978
Robbin1989	-0,766	89	long_distance	WholeAm	before	1978-1987
Robbin1989	-0,377	13	residents	WholeAm	before	1966-1978
Robbin1989	0,954	13	residents	WholeAm	before	1978-1987
Robbin1989	-0,805	19	short_distance	WholeAm	before	1966-1978
Robbin1989	1,121	19	short_distance	WholeAm	before	1978-1987

Reif2011	0,007	14	residents	EE	after	1991-2007
Reif2011	-1,224	24	short_distance	EE	after	1991-2007
Reif2011	-1,817	19	long_distance	EE	after	1991-2007
Reif2011	-0,382	14	residents	WE	after	1991-2007
Reif2011	-0,776	24	short_distance	WE	after	1991-2007
Reif2011	-0,579	19	long_distance	WE	after	1991-2007
Reif2010	-0,900	23	long_distance	EE	both	1982-2007
Reif2010	0,000	18	short_distance	EE	both	1982-2007
Reif2010	-0,300	27	residents	EE	both	1982-2007
Reif2008A	0,500	6	long_distance	EE	both	1982-2003
Reif2008A	0,900	6	long_distance	EE	before	1982-1990
Reif2008A	0,600	6	long_distance	EE	after	1991-2003
Reif2008A	-1,600	7	short_distance	EE	both	1982-2003
Reif2008A	-0,800	7	short_distance	EE	before	1982-1990
Reif2008A	-1,700	7	short_distance	EE	after	1991-2003
Reif2008A	-1,600	6	residents	EE	both	1982-2003
Reif2008A	-3,900	6	residents	EE	before	1982-1990
Reif2008A	0,600	6	residents	EE	after	1991-2003
Reif2007	0,600	13	residents	EE	both	1982-2003
Reif2007	0,400	14	short_distance	EE	both	1982-2003
Reif2007	0,400	14	long_distance	EE	both	1982-2003
Murphy2003	0,301	8	residents	WholeAm	both	1980-1999
Murphy2003	-0,544	29	short_distance	WholeAm	both	1980-1999
Murphy2003	-1,056	26	long_distance	WholeAm	both	1980-1999
Moller2008	-0,060	14	residents	WholeEu	after	1990-2005
Moller2008	-0,350	29	short_distance	WholeEu	after	1990-2005
Moller2008	-0,210	13	long_distance	WholeEu	after	1990-2005
Marcha1992	1,443	14	long_distance	WE	before	1976-1989
Marcha1992	0,421	14	long_distance	NE	before	1976-1989
Marcha1992	-0,236	144	long_distance	NE	before	1976-1989
Marcha1992	1,531	13	long_distance	WE	before	1981-1989
Marcha1992	0,054	13	long_distance	NE	before	1981-1989
Marcha1992	0,315	13	long_distance	NE	before	1981-1989

Marcha1992	0,369	13	long_distance	NE	before	1981-1989
Marcha1992	1,900	13	long_distance	EE	before	1981-1989
Igl1997	1,038	87	short_distance	CAm	before	1967-1992
Igl1997	0,975	62	long_distance	CAm	before	1967-1992
Igl1997	1,797	13	residents	CAm	before	1967-1992
Holmes1988	2,100	3	residents	EAm	before	1969-1986
Holmes1988	-2,827	3	short_distance	EAm	before	1969-1986
Holmes1988	-1,578	13	long_distance	EAm	before	1969-1986
Herker1995	0,400	146	long_distance	WholeAm	before	1966-1993
Herker1995	0,100	36	residents	WholeAm	before	1966-1993
Herker1995	0,900	95	short_distance	WholeAm	before	1966-1993
Fox2008	0,460	12	short_distance	NE	both	1976-2005
Fox2008	-1,713	16	long_distance	NE	both	1976-2005
Fox2008	0,038	18	residents	NE	both	1976-2005
Fox2008	-1,225	4	short_distance	NE	both	1986-2005
Fox2008	-2,814	5	long_distance	NE	both	1986-2005
Fox2008	1,503	7	residents	NE	both	1986-2005
Fox2008	-1,699	16	short_distance	NE	after	1996-2005
Fox2008	-2,640	21	long_distance	NE	after	1996-2005
Fox2008	-1,021	25	residents	NE	after	1996-2005
Bohnin1993	0,384	36	long_distance	WholeAm	before	1968-1977
Bohnin1993	-0,080	36	long_distance	WholeAm	before	1978-1987
Bohnin1993	0,295	36	long_distance	WholeAm	before	1968-1987
Bohnin1993	0,608	6	residents	WholeAm	before	1968-1977
Bohnin1993	1,682	6	residents	WholeAm	before	1978-1987
Bohnin1993	1,435	6	residents	WholeAm	before	1968-1987
Bohnin1993	-0,028	9	short_distance	WholeAm	before	1968-1977
Bohnin1993	1,868	9	short_distance	WholeAm	before	1978-1987
Bohnin1993	0,108	9	short_distance	WholeAm	before	1968-1987
Seoane2007	0,021	15	long_distance	SE	after	1996-2004
Seoane2007	0,022	42	residents	SE	after	1996-2004
Both2009	1,850	25	residents	NE	both	1984-2004
Both2009	2,000	12	short_distance	NE	both	1984-2004

Both2009	1,450	20	long_distance	NE	both	1984-2004
Salido2012	1,022	25	residents	WE	after	1994-2007
Salido2012	2,749	10	short_distance	WE	after	1994-2007
Salido2012	0,002	15	long_distance	WE	after	1994-2007
Jiguet2007	-0,650	27	short_distance	SE	after	1989-2005
Jiguet2007	-2,930	15	long_distance	SE	after	1989-2005
Jiguet2007	-1,360	7	residents	SE	after	1989-2005

(iv) Studie použité k analýze vlivu polohy hnízda

Kód studie	Průměrný trend		Poloha			Rozsah průběhu studie
	početnosti	n	hnízda	region	mezník_1990	
VanTu2010A	3,400	29	scrub	WE	after	1990-2005
VanTu2010A	3,200	69	ground	WE	after	1990-2005
VanTu2010A	0,600	71	tree	WE	after	1990-2005
Thaxte2010	0,718	31	scrub	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	2,000	31	scrub	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-1,111	31	scrub	WE	before	1977-1986
Thaxte2010	1,333	31	scrub	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	0,778	31	scrub	WE	After	1997-2006
Thaxte2010	-1,410	10	ground	WE	Both	1967-2006
Thaxte2010	2,222	10	ground	WE	Before	1967-1976
Thaxte2010	-3,889	10	ground	WE	Before	1977-1986
Thaxte2010	-3,333	10	ground	WE	Both	1987-1996
Thaxte2010	0,889	10	ground	WE	After	1997-2006
Thaxte2010	0,974	18	tree	WE	Both	1967-2006
Thaxte2010	2,000	18	tree	WE	Before	1967-1976
Thaxte2010	-0,444	18	tree	WE	Before	1977-1986
Thaxte2010	-0,889	18	tree	WE	Both	1987-1996
Thaxte2010	0,556	18	tree	WE	After	1997-2006
Reif2011	-2,045	12	ground	EE	After	1991-2007
Reif2011	-0,449	10	scrub	EE	After	1991-2007

Reif2011	-0,993	35	tree	EE	After	1991-2007
Reif2011	-2,532	12	ground	WE	After	1991-2007
Reif2011	1,221	10	scrub	WE	After	1991-2007
Reif2011	-0,481	35	tree	WE	After	1991-2007
Reif2010	-0,200	21	tree	EE	Both	1982-2007
Reif2010	-0,300	12	scrub	EE	Both	1982-2007
Reif2010	-1,000	35	ground	EE	Both	1982-2007
Murphy2003	-1,149	21	ground	WholeAm	Both	1980-1999
Murphy2003	-0,366	28	scrub	WholeAm	Both	1980-1999
Herker1995	0,550	90	tree	WholeAm	Before	1966-1993
Herker1995	-0,500	67	ground	WholeAm	Before	1966-1993
Bohnin1993	0,605	25	tree	WholeAm	Before	1968-1977
Bohnin1993	1,300	25	tree	WholeAm	Before	1978-1987
Bohnin1993	0,642	25	tree	WholeAm	Before	1968-1987
Bohnin1993	-0,060	29	ground	WholeAm	Before	1968-1977
Bohnin1993	0,044	29	ground	WholeAm	Before	1978-1987
Bohnin1993	-0,141	29	ground	WholeAm	Before	1968-1987
Salido2012	1,018	33	scrub	WE	After	1994-2007
Salido2012	1,017	7	tree	WE	After	1994-2007
Salido2012	1,235	10	ground	WE	After	1994-2007
Jiguet2007	-1,000	35	tree	SE	After	1989-2005
Jiguet2007	-4,070	10	ground	SE	After	1989-2005

(v) Studie použité k analýze vlivu typu hnízda

Kód studie	Průměrný		Typ hnízda	region	mezník_1990	Rozsah průběhu studie
	trend	n				
VanTu2010A	2,600	138	open	WE	after	1990-2005
VanTu2010A	0,600	31	hole	WE	after	1990-2005
Thaxte2010	-0,346	41	open	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	2,111	41	open	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-2,500	41	open	WE	before	1977-1986

Thaxte2010	-1,000	41	open	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	0,833	41	open	WE	after	1997-2006
Thaxte2010	0,974	18	hole	WE	both	1967-2006
Thaxte2010	2,000	18	hole	WE	before	1967-1976
Thaxte2010	-0,444	18	hole	WE	before	1977-1986
Thaxte2010	-0,889	18	hole	WE	both	1987-1996
Thaxte2010	0,556	18	hole	WE	after	1997-2006
Reif2010	-0,200	21	hole	EE	both	1982-2007
Reif2010	-0,650	47	open	EE	both	1982-2007
Herker1995	0,300	23	hole	WholeAm	before	1966-1993
Herker1995	0,150	134	open	WholeAm	before	1966-1993
Bohnin1993	0,327	31	open	WholeAm	before	1968-1977
Bohnin1993	-0,116	31	open	WholeAm	before	1978-1987
Bohnin1993	0,250	31	open	WholeAm	before	1968-1987
Bohnin1993	0,178	16	hole	WholeAm	before	1968-1977
Bohnin1993	1,396	16	hole	WholeAm	before	1978-1987
Bohnin1993	0,438	16	hole	WholeAm	before	1968-1987
Salido2012	1,127	43	open	WE	after	1994-2007
Salido2012	1,017	7	hole	WE	after	1994-2007
Reif2011	-0,656	22	open	WE	after	1991-2007
Reif2011	-0,481	35	hole	WE	after	1991-2007
Reif2011	-1,247	22	open	EE	after	1991-2007
Reif2011	-0,993	35	hole	EE	after	1991-2007
Jiguet2007	-1,150	28	open	SE	after	1989-2005
Jiguet2007	-1,850	21	hole	SE	after	1989-2005
